



Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove

en analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder

Højgård Petersen, Anders; Lundhede, Thomas; Bruun, Hans Henrik; Heilmann-Clausen, Jacob; Thorsen, Bo Jellesmark; Strange, Niels; Rahbek, Carsten

Publication date:
2016

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Document license:
[Ikke-specificeret](#)

Citation for published version (APA):
Højgård Petersen, A., Lundhede, T., Bruun, H. H., Heilmann-Clausen, J., Thorsen, B. J., Strange, N., & Rahbek, C. (2016). *Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove: en analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder*. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. http://macroecology.ku.dk/pdf-files/Villum_Skovrapport_2016.pdf



Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove

En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder
for skovens andre samfundsgoder

Anders Højgård Petersen, Thomas Hedemark Lundhede,
Hans Henrik Bruun, Jacob Heilmann-Clausen,
Bo Jellesmark Thorsen, Niels Strange, Carsten Rahbek

2016





Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove

En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder
for skovens andre samfundsgoder

Anders Højgård Petersen. Specialkonsulent. Statens Naturhistoriske Museum. KU

Thomas Hedemark Lundhede. Lektor. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. KU

Hans Henrik Bruun. Lektor. Biologisk Institut, KU

Jacob Heilmann-Clausen. Lektor. Statens Naturhistoriske Museum. KU

Bo Jellesmark Thorsen. Professor Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. KU

Niels Strange. Professor. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. KU

Carsten Rahbek. Professor. Statens Naturhistoriske Museum. KU



Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove.

En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder

Udgivet i 2016 af: Center for Makroøkologi, Evolution og Klima (CMEC)
Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.
Universitetsparken 15
2100 København Ø

ISBN: 978-87-995905-4-4

Forfattere:

Anders Højgård Petersen. Specialkonsulent. Statens Naturhistoriske Museum ^{*1} anders.h.petersen@snm.ku.dk

Thomas Hedemark Lundhede. Lektor. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ^{*2} thlu@ifro.ku.dk

Hans Henrik Bruun. Lektor. Biologisk Institut ^{*1} hhbruun@bio.ku.dk

Jacob Heilmann-Clausen. Lektor. Statens Naturhistoriske Museum ^{*1} jheilmann-clausen@snm.ku.dk

Bo Jellesmark Thorsen. Professor. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ^{*2} bjt@ifro.ku.dk

Niels Strange. Professor. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ^{*2} nst@ifro.ku.dk

Carsten Rahbek. Professor. Statens Naturhistoriske Museum ^{*1} crabek@snm.ku.dk

*1) Københavns Universitet. Universitetsparken 15, 2100 København Ø

*2) Københavns Universitet. Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C

Bedes Citeret:

Petersen, A.H., T.H. Lundhede, H.H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, B.J. Thorsen, N. Strange og C. Rahbek
(2016): Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet. 110 sider.

Forsidedesign: Elisabeth Wulffeld.

Forsidebillede: Sort Bøgebuk. Foto (beskåret): Björn S under Creative Commons License

Rapporten kan downloades fra CMEC's hjemmeside: <http://macroecology.ku.dk/biodiv-dk-skove/>

Tryk: Vester Kopi

TAK

En stor tak rettes til Villum Fonden for at støtte projektet – og mange tak til Helene Bjerre-Nielsen, Mikkel Klougart og Conni E. Cederholm fra Villum Fonden for det gode samarbejde.

En stor tak rettes også til følgende for adgang til grunddata, eller kvalitetssikring og opdatering af data: Hans Baagøe, Thomas Secher Jensen (pattedyr), Kåre Fog (krybdyr og padder), Michael Grell, Anders Tøttrup og Dansk Ornitologisk Forening (fugle), Søren Tolsgaard (tæger), Michael Stolze, Svend Kaaber, Per Stadel Nielsen, Flemming Helsing (dag- og natsommerfugle), Ole Martin (smældere), Ole Mehl (træbukke), Ernst Torp, Rune Bygebjerg (svirreflugter), Ole Fogh Nielsen, Lars Iversen, Jan Fischer Rasmussen (græshopper og guldsmede), Peter Wind, Per Hartvig og Dansk Botanisk Forening (karplanter), Jacob Heilmann-Clausen og Danmarks Svampeatlas (svampe). Også tusind tak til de hundredevis af mennesker, som på frivillig basis har bidraget til undersøgelserne. Også tak til Per Gundersen og Lars Vesterdal, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU, for inspirerende samtaler og gode råd vedrørende hhv. grundvand og kulstof i skovene, og til Vivian Kvist Johannsen og Thomas Nord Larsen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU, for at stille udvalgte data til rådighed fra Danmarks Skovstatistik, NFI. Også tusind tak til Bjørn Hermansen for det store arbejde med GIS-analyser og gode råd om kort og data, og til Elisabeth Wulffeld for hjælp med pressearbejdet, begge fra CMEC.

Til sidst mange tak til WWF Danmark, der som en del af projektet har fulgt det og arrangeret rundbordssamtaler med politikere, forvaltere og andre interessenter. Derfor også en personlig tak for samarbejdet til John Nordbo, Thor Hjarsen, Astrid Wodschow, Søren Ring, Hlif Ivy Linnetved og Gitte Seeberg fra WWF.

Indhold

RESUMÉ	1
1 INTRODUKTION	7
2 BAGGRUND	9
2.1 Hvad truer biodiversiteten – og hvad kræver den?	9
2.2 Status og hidtidige anbefalinger	13
2.3 Økosystemtjenester	15
3 GENERELLE METODISKE PRINCIPPER	17
3.1 Bevarelse af biodiversitet – og de øvrige økosystemtjenester	17
3.2 Datamæssigt udgangspunkt – kortlægning af økosystemtjenesterne	17
3.3 Analyserne	18
4 DATA 1: BIODIVERSITET OG SKOV	23
4.1 Data for biodiversitet	23
4.2 Kortlag over de danske skove	30
5 BEVARELSE AF BIODIVERSITET I DE DANSKE SKOVE	33
5.1 Metoder og antagelser for prioritering af områder	33
5.2 Prioritering af løvskov. Scenarier og resultater	35
5.3 Prioritering af løvskov. Alternative scenarier og følsomhedsanalyser	41
5.4 Prioritering af nåleskov. Scenarier og resultater	51
6 DATA 2: ANDRE ØKOSYSTEMTJENESTER END BIODIVERSITET	53
6.1 Træproduktion og forstlig værdi	53
6.2 Kulstof	56
6.3 Friluftsliv, rekreativ værdi	58
6.4 Grundvand	61
7 SAMSPILLET MELLEM ØKOSYSTEMTJENESTERNE	65
7.1 Fokus på biodiversitet	66
7.2 Fokus på forstlig værdi	69

7.3	Fokus på kulstoflager og kulstofoptag	71
7.4	Fokus på rekreation.....	72
7.5	Fokus på grundvandsdannelse og -beskyttelse	73
8	BEVARELSE AF BIODIVERSITET – KONSEKVENSER OG OMKOSTNINGER	75
8.1	Biodiversitetsnetværket og de øvrige økosystemtjenester	75
8.2	Betydning for skovbruget – samfundsøkonomiske omkostninger.....	76
8.3	Betydning for kulstofoptag og -lagring.....	78
8.4	Betydning for grundvand	80
8.5	Betydning for friluftslivet	81
9	FORVALTNING PÅ TVÆRS AF ØKOSYSTEMTJENESTER	83
9.1	Tjenesternes geografiske sammenfald	83
9.2	Værdimæssigt overlap	84
9.3	Optimering af flere ydelser, zonerings	86
10	DISKUSSION.....	91
10.1	Det udpegede biodiversitetsnetværk	91
10.2	Grundvilkår for analyserne og anvendelse af resultaterne.....	94
10.3	Økonomiske aspekter.....	96
10.4	Perspektiver i forhold til skovens forskellige samfundsgoder	98
11	KONKLUSIONER	101
12	LITTERATUR.....	103

BILAG A. DATA FOR BIODIVERSITET

BILAG B. BEREGNING AF AREALFORDELING MELLEM LØV- OG NÅLESKOV

Resumé

Konklusioner

Denne rapport belyser, hvilke skovområder i Danmark der bør prioriteres i en omkostningseffektiv indsats for bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. Den undersøger også, hvad en sådan indsats koster, og hvad den kan betyde for skovens andre samfundsgoder. Hovedkonklusionerne er følgende:

- **Et areal på mindst 75.000 ha løvskov uden forstlig drift vil gøre en afgørende forskel for biodiversiteten.** Et netværk af urørt løvskov af denne størrelsesorden, placeret ud fra kendskab til arternes udbredelse, er nødvendigt for at sikre hovedparten af den skovlevende biodiversitet i Danmark på lang sigt. Arealet svarer til 1,7 % af Danmarks landareal eller 13 % af skovarealet.
- **En landsdækkende indsats er nødvendig.** Hvis Danmarks biodiversitet skal sikres, skal indsatsen omfatte skove i det meste af landet, både i skovrige og mindre skovrige egne. Det vil samtidig gøre indsatsen mere omkostningseffektiv.
- **En indsats i statsskovene kan ikke stå alene.** En stor del af den skovlevende biodiversitet findes kun i områder med meget lidt statsskov. Derfor er en betydelig indsats i private skove nødvendig. I det udpegede biodiversitetsnetværk på 75.000 ha er ca. 22.000 ha statsskov svarende til ca. 20 % af det samlede statsskovareal.
- **Differentierede driftsmål for skovene kan sikre både biodiversiteten og skovens andre samfundsgoder.** Størstedelen af det udpegede biodiversitetsnetværk er ikke sammenfaldende med de vigtigste områder for de øvrige samfundsgoder, hvilket reducerer eventuelle konflikter. På de udpegede arealer kan den nødvendige omlægning til urørt skov dog få betydning – positiv eller negativ – for de øvrige økosystemtjenester:
 - **Der er en konflikt mellem biodiversitet og forstlig drift.** Ophør af skovdrift i biodiversitetsnetværket vil have en omkostning i form af tabte indtægter fra træproduktion. Denne omkostning anslås til 143 mio. kr. årligt for de udpegede 75.000 ha skov. Der vil også være samfundsøkonomiske gevinster ved mere naturrig skov, men de er ikke opgjort.
 - **Samspillet mellem biodiversitet og CO₂ er komplekst.** Kulstoflageret i biodiversitetsnetværket vil stige over en meget lang årrække og vil på sigt mindst svare til, at der rejses et tilsvarende areal med ny forstligt drevet skov. Det løbende CO₂-optag fra atmosfæren vil derimod falde, men over en lang årrække.
 - **Oplevelsesværdien i skovene vil stige.** Udlægning af urørt skov forstærker nogle elementer, som typisk værdsættes af skovgæsterne, og vil ikke indebære nævneværdige begrænsninger for friluftslivet. Det forøgede naturindhold i de udpegede skove forventes at øge oplevelsesværdien og tilstrømningen af naturgæster.
 - **Jagten i skovene vil forbedres eller forblive uændret.** Arealer med urørt skov forventes at understøtte en større mængde vildt. På sigt formodes dette at øge jagtens værdi både i og omkring skovene. Der er dog kun begrænset evidens på dette felt.
 - **Overvejende positivt samspil mellem biodiversitet og grundvand.** Der forventes en stigning i grundvandsdannelsen i skovene som indgår i biodiversitetsnetværket, som følge af ophørt dræning og mindre nåleskov. En eventuel påvirkning af grundvandskvaliteten er ikke veldokumenteret og hænger overvejende sammen med forureningskilder uden for skovene.

Baggrund og formål

Biodiversiteten er i tilbagegang. Det gælder både globalt og i Danmark. I erkendelse af, at dette er et alvorligt problem, tiltrådte en række lande, heriblandt Danmark, i 1992 FN's biodiversitetskonvention. Som led i konventionen forpligter landene sig politisk til at arbejde for at bremse tilbagegangen af biodiversitet inden 2020, herunder at stoppe tabet af truede arter og økosystemtjenester, jf. de 20 såkaldte Aichi-mål. EU's seneste biodiversitetsstrategi følger direkte op på disse mål, og tilsvarende har det i en årrække været et vigtigt mål for Danmarks naturforvaltning at standse tilbagegangen af biodiversitet.

Der er i Danmark stigende fokus på skovens betydning for bevarelsen af biodiversiteten. Det er der god grund til. Et flertal af landets mere end 30.000 arter fra natures hånd er tilpasset skoven som levested, og mange truede arter findes kun i skoven. Den største trussel mod skovens biodiversitet er det moderne skovbrug, der har medført, at skovene i dag typisk er meget ensartede og derfor har langt færre forskelligartede levesteder end de oprindelige naturlige skove.

En stor del af skovens biodiversitet udgøres af svampe og insekter, og det er også blandt disse grupper, vi finder de fleste truede arter. Mange af disse er knyttet til døde stammer af løvtræer. Det gælder f.eks. poresvampe og ikke mindst biller som træbukke og smældere. Andre svampe og insekter er knyttet til rådne partier, hulheder og saftsivende sår på gamle træer. Der er også mange truede mosser og laver i skoven. De lever ofte på barken af veterantræer. En del truede arter er særlig knyttet til skovbryn, skovmoser, lysninger og skovenge. Det gælder mange af de ovennævnte grupper, men også en række sjældne sommerfugle findes her. Blandt skovens truede arter findes også fugle og flagermus samt planter, herunder en række orkidéer.

Der er de senere år taget initiativer til at sikre skovens biodiversitet, men en række undersøgelser tegner et billede af, at det langt fra er nok. Skovens vigtighed for biodiversiteten i Danmark og behovet for en øget og mere effektiv indsats er det centrale udgangspunkt for vores analyser og denne rapport. Et andet vigtigt aspekt er, at skovene i stigende grad forventes at opfylde mange formål. Ud over træ til byggeri og møbler skal skovene levere brænde og flis, oplagre CO₂ af hensyn til klimaet, være grundlag for et rigt friluftsliv, sikre rent drikkevand og bidrage til bevarelse af biodiversitet. Det er samfundsgoder, som vi i dag sammenfattende kalder økosystemtjenester.

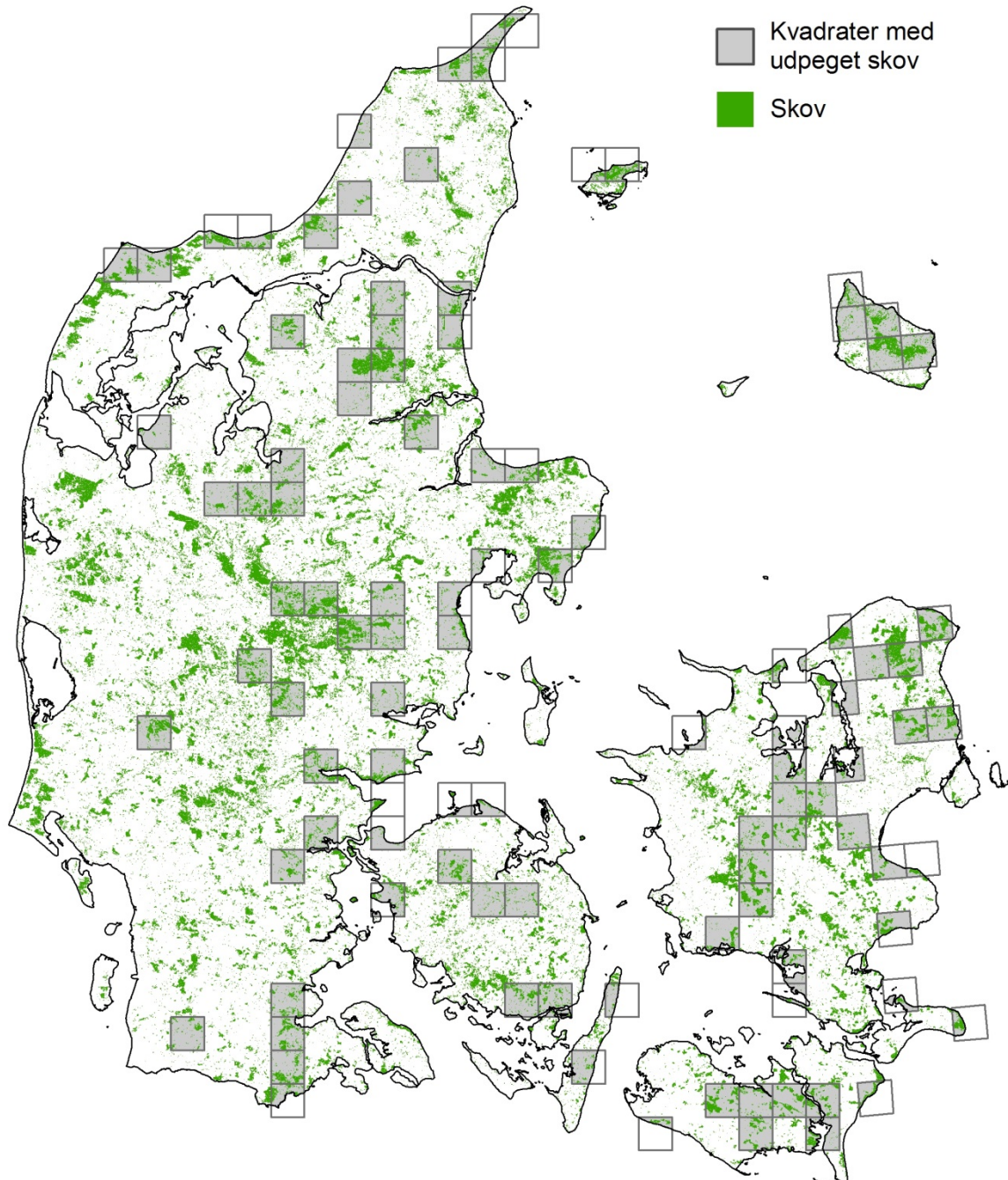
På ovenstående baggrund er formålet med undersøgelsen at belyse, (1) hvilke skovområder i Danmark der med fordel kan inddrages i en omkostningseffektiv indsats til bevarelse af biodiversiteten, (2) hvad en effektiv indsats kan betyde for skovens andre økosystemtjenester, herunder de samfundsøkonomiske omkostninger, og (3) i hvilken grad forskellige økosystemtjenester kan optimeres samtidig, eller om de er indbyrdes modstridende.

Udpegning af biodiversitetsarealer, hovedscenariet

En forudsætning for succesfuldt at standse tilbagegangen for biodiversitet i Danmark er, at indsatsen omfatter så mange arter som muligt, at indsatsen lægges, hvor arterne lever, samt at tiltagene er relevante og effektive. Indsatsen bør desuden være omkostningseffektiv. Derfor benyttes her en transparent, analytisk og databaseret tilgangsvinkel, som ud fra konkrete målsætninger prioriterer skovområder med henblik på en fremtidig indsats for biodiversiteten. I analyserne udpeges udvalg – eller netværk – af skovområder i Danmark, som opfylder forskellige definerede målsætninger inden for færrest mulige områder, og dermed det mindst mulige samlede areal og de laveste omkostninger. Resultaterne giver dermed et grundlag for at planlægge og prioritere indsatsen for at standse tilbagegangen af skovens biodiversitet omkostningseffektivt.

I undersøgelsens hovedscenarie udpeges en række skovområder, som med fordel kan udgøre et landsdækkende biodiversitetsnetværk af løvskove (se Figur A). Netværket omfatter 75.000 ha skov svarende til 1,7 % af Danmarks landareal eller 13 % af skovarealet. Til sammenligning er et af Aichi-målene, at 17 % af et lands areal skal indgå i et system af effektivt forvaltede, beskyttede områder.

Bevarelse af biodiversitet i løvskov. Hovedscenariet



Figur A. Netværk til bevarelse af biodiversitet i løvskov udpeget i hovedscenariet. Kortet viser de 105 kvadrater, hvori der som minimum skal udpeges skov, hvis alle 664 arter i datasættet for løvskov skal dækkes mindst tre steder. Bemærk: Grøn signatur viser al skov, men kun 80 % af løvskoven og en mindre del af nåleskoven i de markerede kvadrater skal indgå i netværket.

Det udpegede netværk omfatter skove i det meste af landet med undtagelse af det vestlige Jylland (Figur A). Skovene skal betragtes som en biologisk sammenhængende helhed og betegnes derfor som et netværk, selvom de ikke hænger fysisk sammen. Mange af områderne ligger dog i mere eller mindre iøjnefaldende klynger. I Jylland kan nævnes Skagens Odde, Rold Skov, Viborg-egnen, Søhøjlandet, kysten af Lillebælt med Vejle og Kolding fjorde samt det østlige Sønderjylland. På øerne er det Nordsjælland og en strækning ned over Midtsjælland. Hertil kommer skove i Guldborgsund-Mariboområdet og på Bornholm.

Det datamæssige udgangspunkt for scenariet er den nationale udbredelse af 664 skovlevende arter i Danmark opdelt i 633 kvadrater på 10×10 km. Disse kvadrater udgør den gennemgående analytiske enhed. Det viste biodiversitetsnetværk (Figur A) omfatter skov i de 105 kvadrater, der som minimum skal udpeges for at sikre mindst tre forekomster af de 664 arter. Det antages videre, at 80 % af løvskoven i hvert af disse kvadrater lægges urørt, og at der i tilknytning hertil ryddes mindre arealer af nåleskov. Det er disse arealer, som i hovedscenariet til sammen resulterer i udpegning af 75.000 ha skov. Dette skal samlet set anses for den anbefalede mindsteindsats, hvis arternes eksistens skal sikres også på lang sigt.

Urørt skov, forstået som skov uden forstlig drift, men eventuelt med visse supplerende aktive biodiversitetstiltag, vil sikre markant forbedrede vilkår for den skovlevende biodiversitet bredt set. I den urørte skov genoprettes hele den vifte af forskelligartede naturlige levesteder, som skovens organismer er tilpasset evolutionært, og urørt skov giver derfor den største sikkerhed for arternes bevarelse på lang sigt. Tilsvarende er det udpegede areal af afgørende betydning for, hvor godt indsatsen virker. Det følger af en af biologiens naturlove, som basalt set lyder: Jo mere plads, jo flere arter. Til gengæld vil de udpegede netværk ikke kun dække arterne i det benyttede datasættet, men uden tvivl også hovedparten af Danmarks øvrige ca. 20.000 skovlevende arter.

Supplerende arealanalyser

I det udpegede biodiversitetsnetværk på 75.000 ha er der omkring 22.000 ha statsskov svarende til ca. 20 % af det samlede statsskovareal. Det vil være muligt at lægge en større del af indsatsen i statsskovene, hvor den kan være politisk nemmere at gennemføre. Det vil til gengæld være samfundsøkonomisk dyrere, fordi der så skal afsættes mere skov samlet set, hvis man vil dække biodiversiteten lige så godt. Indsatsen i statsskov vil dog ikke kunne stå alene, da mange skovarter slet ikke findes inden for de statsejede arealer.

Yderligere analyser viser, at en langsigtet indsats for hele den skovlevende biodiversitet ikke er meget dyrere end en mere kortsigtet indsats kun for de truede arter. Mere konkret er arealbehovet 8 % mindre (6.000 ha) i et scenarie baseret alene på de 229 truede arter i datasættet, set i forhold til hovedscenariet med en målsætning om at dække alle 664 arter.

Hovedscenariet sigter ikke mod arter, som er særligt tilknyttet nåleskov, men også blandt disse er der sjældne og truede arter. I Danmark udgør denne biodiversitet dog en langt mindre andel end løvskovens, men den er væsentlig, hvis man ønsker at sikre alle danske skovarter. Scenarier baseret på et særskilt datasæt med nåleskovsarter viser, at en indsats for disse arter vil kræve udpegning af nåleskov især i Nordvestjylland, Midtjylland, Nordsjælland og Bornholm. Det anbefales dog, at arealbehov og tiltag i denne sammenhæng undersøges yderligere.

Samspelet imellem økosystemtjenesterne

I undersøgelsens anden del belyses, hvorvidt der ved forvaltning af skovene er konflikter (trade-offs) imellem skovens forskellige økosystemtjenester (samfundsgoder) – eller eventuelt synergier. Dette afhænger grundlæggende af to faktorer: (1) Det geografiske overlap imellem vigtige områder for økosystemtjenesterne og (2) hvordan tjenesterne påvirkes af forvaltningen på arealer. Ud over de beskrevne data for biodiversitet bygger analyserne på landsdækkende opgørelser af yderligere syv økosystemtjenester: forstlig værdi (træproduktion), kulstoflager, kulstofoptag, grundvandsbeskyttelse, grundvandsdannelse, generel rekreativ værdi samt jagtleje.

Et hovedresultat er som nævnt, at størstedelen af det udpegede biodiversitetsnetværk ikke falder sammen med de vigtigste områder for de øvrige samfundsgoder. Det er især interessant, fordi det reducerer eventuelle konflikter imellem disse hensyn. Ophør af den kommercielle skovdrift på de udpegede arealer medfører isoleret set en samfundsøkonomisk omkostning på anslået 143 mio. kr. årligt. Indsatsen kan dog, ud over at bevare biodiversiteten, også føre til en række afledte samfundsøkonomiske gevinster, på grund af de identificerede synergier med andre samfundsgoder.

Vi belyser også, hvad skovdrift med særlig fokus på hver enkelt økosystemtjeneste kan betyde for øvrige tjenester. Resultaterne – summeret i Figur B – viser, at der blandt de parvise sammenhænge imellem økosystemtjenesterne er flest synergier og neutrale sammenhænge, men også nogle konflikter, som det er vigtigt at være bevidst om. De vigtigste konkrete sammenhænge imellem hensynet til biodiversiteten og de øvrige samfundsgoder er beskrevet i konklusionerne ovenfor.

	Forstlig værdi (træproduktion)	Kulstoflager	Kulstofoptag	Rekreativ værdi	Grundvands- beskyttelse	Grundvands- dannelse
Biodiversitet						
	Forstlig værdi					
		Kulstoflager				
			Kulstofoptag			
				Rekreativ værdi		
					Grundvands- beskyttelse	

Figur B. Skematisk oversigt over indbyrdes sammenhænge ved forvaltning af skoven med fokus på de enkelte samfundsgoder (økosystemtjenester). Rød beskriver modstridende sammenhæng (konflikt), blå, at sammenhængen kan gå begge veje eller er neutral, og grøn en positiv sammenhæng (synergi). Den mørkegrønne farve beskriver en stærk sammenhæng og den lysegrønne farve en svagere sammenhæng.

1 Introduktion

Biodiversiteten er i tilbagegang. Det gælder både globalt og i Danmark. I erkendelse af, at dette er et alvorligt problem, tiltrådte en række lande, heriblandt Danmark, i 1992 FN's biodiversitetskonvention (Anonym 1996). Senest blev der ved konventionens tiende partskonference i Nagoya i Japan i 2010 vedtaget en strategisk plan for biodiversitet. Heri forpligter landene sig politisk til at arbejde for at bremse tilbagegangen af biodiversitet inden 2020, herunder at stoppe tabet af truede arter og økosystemtjenester (Convention on Biological Diversity 2010). Planen indeholder en række delmål, de såkaldte Aichi-mål, hvoraf følgende er særligt relevante i forhold til nærværende rapports analyser og resultater (Dansk oversættelse taget fra Naturstyrelsens hjemmeside):

- Delmål 5: I 2020 er tabet af alle naturlige levesteder, herunder skove, som minimum halveret og hvor muligt bragt tæt på nul, og degradering og fragmentering er betydeligt reduceret.
- Delmål 7: I 2020 er arealer med landbrug, skovbrug og akvakultur forvaltet bæredygtigt, så beskyttelse af biologisk mangfoldighed sikres.
- Delmål 11: I 2020 er mindst 17 % af landarealet inkl. ferskvandsområder samt 10 % af havarealet og kystområderne, især områder, som er særligt vigtige for biologisk mangfoldighed og økosystemtjenester, beskyttet gennem effektivt og ligeligt forvaltede, økologisk repræsentative og velforbundne systemer af beskyttede områder og andre effektive områdebaserede foranstaltninger. De er integrerede i bredere hav- og landskaber.
- Delmål 12: I 2020 er udryddelsen af kendte truede arter forebygget, og deres beskyttelsesstatus, særligt for arter med størst tilbagegang, er forbedret og opretholdt.
- Delmål 15: I 2020 er økosystemernes robusthed og bidraget fra biodiversitet til kulstoflagring øget gennem bevaring og genopretning, der indbefatter genopretning af mindst 15 % af de forringede økosystemer, og bidrager derved til minimering af klimaforandringerne og til klimatilpasning samt bekæmpelse af ørkenspredning.

Som opfølgning på denne plan har EU formuleret en biodiversitetsstrategi (EU-kommissionen 2011), som medlemslandene ligeledes er politisk forpligtet til at følge. Tilsvarende har det igennem en årrække været en vigtig del af Danmarks naturforvaltning at standse tilbagegangen af biodiversiteten for at leve op til Biodiversitetskonventionen fra 1992. (se bl.a. Regeringen 2004, Miljøministeriet 2011, Regeringen 2014).

I Danmark har der igennem en årrække været stigende fokus på skovenes betydning for bevarelsen af dansk biodiversitet. Det skyldes bl.a., at størstedelen af de mange tusind arter – dyr, planter og svampe – som lever i Danmark i dag, er tilpasset skoven som levested. Samtidig er mange af disse arter truede. At det er tilfældet, skyldes, at de oprindelige skove blev ryddet i takt med, at mennesket vandt frem. Skovarealet har igennem mange år igen været stigende, men skovene er i dag domineret af plantageskove, som primært drives med henblik på produktion af gavntre, industritræ og brænde. Dette er et nyttigt formål, men det moderne skovbrug udgør samtidig en trussel mod biodiversiteten, fordi de forstligt drevne skove er for ensartede og unge og derfor har langt færre forskelligartede levesteder end i de oprindelige skove.

Der er de senere år taget initiativer til at forbedre forholdene for skovens arter. Alligevel tegner en række redegørelser et billede af, at det ikke er nok (Wind og Pihl 2004, Ejrnæs m.fl. 2011, Petersen m.fl. 2012, Johannsen m.fl. 2013a og 2013b). Hvis vi skal standse – eller blot effektivt reducere – tabet af biodiversitet i Danmark, er det uomgængeligt, at indsatsen for at bevare skovenes biodiversitet skal øges betydeligt og målrettes bedre. En effektiv måde at gøre det på er at standse skovdriften i udvalgte skove og lade dem udvikle sig i en mere naturlig retning. Skovens vigtighed for bevarelsen af biodiversiteten i Danmark og behovet for en effektiv indsats er det centrale udgangspunkt for denne rapport og projektet, den bygger på.

Et andet vigtigt aspekt er, at skovene i stadig højere grad forventes at opfylde mange formål. Ud over tømmer skal skovene bl.a. levere vedvarende energi i form af brænde og flis samt oplagring af CO₂ som led i indsatsen mod menneskeskabte klimaforandringer, muligheder for et varieret friluftsliv, sikring af rent drikkevand og altså bevarelse af biodiversitet. Det er samfundsgoder, som vi i dag sammenfattende kalder økosystemtjenester. Med hovedfokus på biodiversiteten undersøges i dette projekt samspillet mellem disse økosystemtjenester i forhold til en fremtidig dansk skovpolitik.

Med baggrund i ovenstående er formålet med dette projekt, på basis af eksisterende data, at belyse følgende:

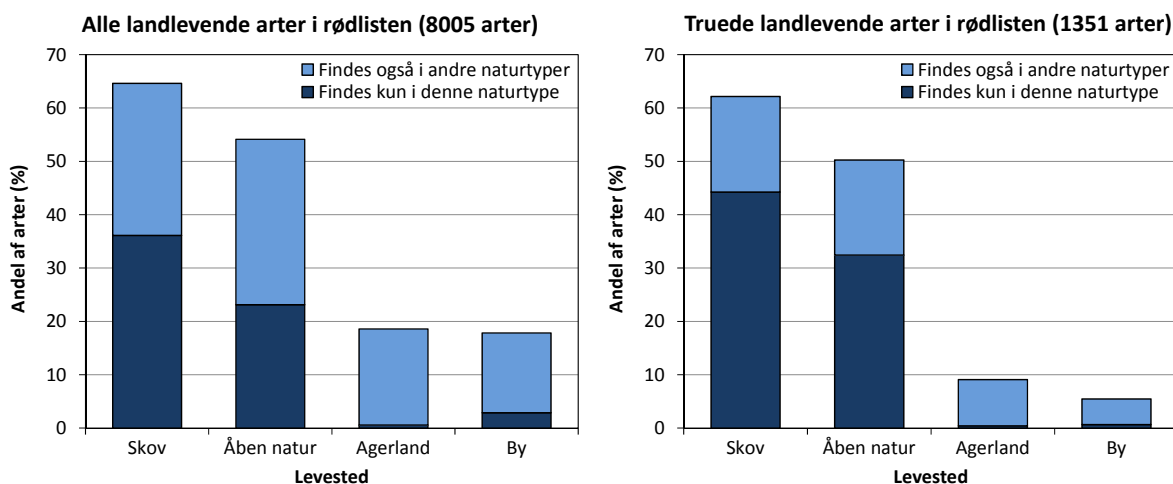
- Hvilke skovområder i Danmark der med fordel kan inddrages i omkostningseffektiv indsats til bevarelse af biodiversiteten.
- Hvad en effektiv indsats til bevarelse af biodiversiteten kan betyde for skovens andre økosystemtjenester, herunder de samfundsøkonomiske omkostninger ved en sådan indsats.
- I hvilken grad de forskellige økosystemtjenester kan optimeres samtidig eller er indbyrdes modstridende, og om der kan opnås en samlet gevinst ved at forvalte skovene ud fra en sådan viden.

2 Baggrund

2.1 Hvad truer biodiversiteten – og hvad kræver den?

2.1.1 Arternes tilpasning og afhængighed af skov

Størstedelen af de danske arter er tilknyttet skovene, hvilket bl.a. fremgår af oplysninger i den danske rødliste om de foretrukne levesteder for ca. 8.000 danske arter (Wind og Pihl 2004). Af disse findes ca. 65 % i skovene, og omkring 36 % findes kun i skov, forstået som træbevoksede arealer eller andre skov- eller trætilknyttede levesteder (Figur 1 th.). Dette er flere arter, end der findes i de åbne naturtyper, og langt flere end i agerland og byområder (Figur 1 th.). Betragtes alene de truede arter (Figur 1 tv.), er billedet endnu mere udtalt, idet ca. 44 % af disse kun findes i skovene.



Figur 1. Foretrukne levesteder for hhv. alle landlevende arter i den danske rødliste (tv.) og kun de truede (tv.). Til de truede arter regnes rødlistekategorierne kritisk truet (CR), moderat truet (EN) og sårbar (VU). Den mørke del af søjlerne viser arter, som kun findes i én af de fire overordnede naturtyper. Bemærk, at delvist ferskvandslevende arter såsom ferskvandstilknyttede insekter også er medtaget.

At der er så mange arter knyttet til skoven, skyldes, at Danmark fra naturens side primært er et skovland. Efter sidste istid bredte skoven sig og kom til at dække det meste af landet, som den også har gjort det i de tidligere mellemistider. De mange skovtilknyttede arter er igennem millioner af år evolutionært tilpasset til at leve i intakte skovøkosystemer med deres store diversitet af levesteder, hvoraf en del ikke findes i forstligt drevne skove. Arternes tilpasninger lader sig ikke ændre over kort tid, og derfor er arterne stadig grundlæggende afhængige af de samme levesteder, som fandtes i de oprindelige naturlige skove.

En stor del af skovens biodiversitet udgøres af svampe og insekter, og det er også blandt disse grupper, vi finder de fleste truede arter. Mange af disse er knyttet til døde stammer af løvtræer. Det gælder f.eks. poresvampe og ikke mindst biller som træbukke og smældere. Andre

svampe og insekter er knyttet til rådne partier, hulheder og saftsivende sår på gamle træer. Hulheder i gamle træer er desuden vigtige levesteder for fugle og flagermus. Der er også mange truede mosser og laver i skoven. De lever ofte på barken af veterantræer. En del truede arter er særlig knyttet til skovbryn, skovmoser, lysninger og skovenge. Det gælder mange af de ovennævnte grupper, men også en række sjældne sommerfugle findes her. Endelig er der i skoven nogle truede blomsterplanter, herunder en række orkidéer.

2.1.2 Trusler mod skovenes biodiversitet

Den primære årsag til, at skovenes biodiversitet går tilbage, er, at mange naturlige levesteder i dag er langt mindre udbredte end tidligere. Ikke blot er skovarealet mindre end oprindeligt, men nok så alvorligt er det, at nutidens dyrkede skove er langt mere ensartede end de oprindelige naturlige skove. Helt overordnet mangler den dyrkede skov en række naturlige økologiske processer og dynamikker og dermed en række særlige levesteder. Heri ligger en væsentlig årsag til, at skovenes biodiversitet er presset, selvom skovarealet er steget igennem de seneste 200 år. Samlet set udgør det dog stadig mindre end 15 % af det danske landareal.

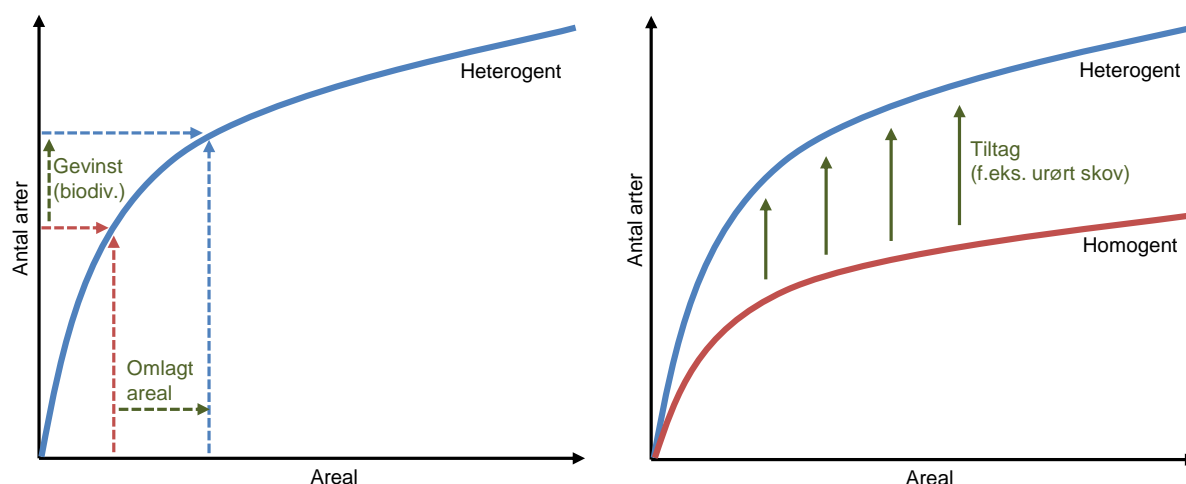
Den intensive skovdrift betyder typisk, at de enkelte bevoksninger har træer af samme art og alder. Samtidig fjernes skadede og ”krogede” træer, og skovbunden ryddes for opvoksende underskov, nedfaldne grene og vindfældede træer. I hugstmodne bevoksninger fældes alle træerne oftest på én gang (renafdrift) eller over en kortere årrække (skærmafvikling), og meget få træer bliver rigtig gamle. Desuden er de fleste skove kunstigt afvandede, og mange tidligere skovenge og lysninger er plantet til. Samlet set betyder dette, at dyrkede skove er fattige på dødt ved, gamle træer, naturlige vådområder og lysninger, som er vigtige og udbredte levesteder i naturlige skove. Disse forandringer kan betragtes som en forringelse af naturens kvalitet, der i kraft af tabet af levesteder på mange måder kan sidestilles med et tab af naturareal.

2.1.3 Biodiversiteten har brug for plads

Biodiversitet har brug for plads. Jo mere plads, jo flere arter. Det er en af biologiens naturlove. Når arealet, eller mængden, af egnede levesteder reduceres (f.eks. skovareal, mængden af dødt ved, antal gamle træer), forsvinder der arter; når arealet øges, kommer der flere arter til. Det betyder også, at midlet til at standse tilbagegangen af biodiversiteten er at genoprette naturen i skovene, så arealet af skov med mange naturlige levesteder forøges. Det er illustreret på Figur 2, som ved hjælp af såkaldte arts-arealkurver beskriver den grundlæggende sammenhæng, at antallet af arter vokser med arealet. Figuren til venstre illustrerer desuden, at jo større areal man udpeger og omlægger, jo flere arter vil det komme til gode. Figuren til højre illustrerer, at man ved at øge heterogeniteten i skoven kan forskyde arts-arealkurven opad. Jo mere varierede skovene er, jo flere levesteder er der, og jo flere arter kan leve på det samme skovareal.

Det mest effektive biologiske middel til at genskabe skovens naturlige levesteder er at lægge skoven urørt og lade den udvikle sig i mere naturlig retning. Urørt skov betyder ophør af

forstlig drift og kunstig afvanding, eventuelt suppleret af målrettede tiltag til gavn for biodiversiteten (se nærmere beskrivelse i afsnit 5.1.3 på side 34). På denne måde genskabes flest levesteder i forhold til det omlagte areal, svarende til at løfte kurven mest muligt på Figur 2 th. Andre og mindre vidtgående tiltag end urørt skov i form af såkaldt naturnære driftsformer vil være mindre effektive. Det vil svare til, at kurven på Figur 2 løftes mindre. Sandsynligvis vil forskellen være stor, fordi man med sådanne tiltag typisk genopretter langt færre naturlige levesteder på det samme areal, og nogle typer af levesteder vil typisk helt mangle.



Figur 2. Arts-arealkurver, som viser den grundlæggende biologiske sammenhæng, at antallet af arter stiger med arealet, eller mængden, af levesteder i skovene. Figuren til venstre illustrerer desuden, at jo større areal man udpeger og omlægger, jo flere arter vil indsatsen komme til gode. Figuren til højre illustrerer, at antallet af arter i forhold til arealet kan forøges ved at øge heterogeniteten i skovene, f.eks. ved omlægning til urørt skov.

2.1.4 Større bestande er mere levedygtige

Den gavnlige effekt af at øge arealet med mere naturlig skov skal også ses i lyset af, at større arealer typisk huser større populationer (bestande) af de enkelte arter. Større populationer har generelt større chance for at overleve på lang sigt end mindre populationer. Hvis antallet af individer i en population kommer under en vis grænse, kan populationen ikke længere opretholde sig selv og vil gradvist uddø lokalt; og jo tættere en population er på grænsen, jo større er risikoen for, at dette sker. Denne tærskel betegnes i biologien *the minimum viable population* eller på dansk "den mindste levedygtige population". Hertil kommer, at mange arter lever i såkaldte metapopulationer. En metapopulation er en population af dyr, planter eller svampe, der består af en række lokale delpopulationer, som gensidigt påvirker hinanden ved, at individer (omfatter også frø og sporer) bevæger sig mellem delpopulationerne (Hanski 1999, Hanski og Gilpin 1991). En udvidelse af naturarealet vil i denne sammenhæng ikke blot forøge overlevelseschancerne for de delpopulationer, som i forvejen kan opretholde sig selv. Det vil i endnu højere grad forøge overlevelseschancerne for mindre delpopulationer, som er afhængige af indvandring fra andre naturområder, og i nogle tilfælde kunne gøre, at sådanne populationer bliver selvopretholdende.

2.1.5 Forsinket uddøen

Tabet af levesteder har betydet, at mange arter er forsvundet fra hovedparten af vore skove. Kun i nogle skovlandskaber har kombinationen af lang kontinuitet og skånsom drift betydet, at nogle af de mest følsomme skovarter har overlevet – men i mange tilfælde i små og isolerede bestande, som ikke vil kunne opretholde sig selv på længere sigt. Inden for biologien taler man om forsinket uddøen for sådanne arter. Med tiden forventes artstallet at falde, indtil det afspejler størrelsen, mængden og kvaliteten af levesteder. Det er vigtigt at understrege, at denne uddøen kan tage meget lang tid. For nogle arter måske få årtier, for andre potentielt århundreder.

Den forsinkede uddøen betyder til gengæld også, at man kan bremse processen gennem en målrettet indsats, dér hvor de sjældne og følsomme arter stadig findes og i områderne omkring dem. Uanset indsatsen vil der på sigt indstille sig en ligevægt imellem naturlig uddøen og indvandring. Der sker hele tiden indvandring af nye arter og også genindvandring af arter til Danmark; i nogle tilfælde fordi deres levevilkår er forbedret i landene omkring os, og deres populationsstørrelser dér er voksende. Derudover vil klimaforandringerne betyde, at endnu flere arter vil indvandre, ligesom andre arter vil få sværere ved at fastholde deres eksistens i Danmark.

Omfanget af indsatsen for naturen i Danmark vil imidlertid afgøre, hvor stor en biodiversitet der kan bevares i vore skove fremover. De beskrevne dynamikker indebærer, at selv en betydelig indsats ikke vil være en garanti for, at der ikke fortsat mistes arter fremadrettet; men blot en garanti for på sigt at miste færre. Samtidig vil en større indsats øge mulighederne for at genindvandrede arter med succes igen etablerer sig i Danmark, og at nye arter indfinder sig.

Behovet for at bevare de tilbageværende og nu sjældne arter betyder, at ikke alene omfanget, men også placeringen af indsatsen, er vigtig. Et yderligere aspekt i forhold til placeringen er, at de mere naturlige urørte skove typisk er mere forskellige indbyrdes end de drevne skove med hensyn til, hvilke arter de huser. I de drevne skove går flere af de samme arter igen fra sted til sted. Det er typisk de relativt robuste arter, som ikke stiller så store krav til levestederne, såkaldte generalister. I de urørte skov vil der være flere arter med særlige krav til levestederne, såkaldte specialister. Disse arter vil typisk variere mere fra sted til sted i forhold til bl.a. de lokale fysiske, geologiske og meteorologiske forhold. Helt generelt optimeres indsatsen ved, at de relevante skovområder udpeges ud fra kendskabet til arternes nuværende udbredelse.

2.1.6 Hvordan kan indsatsen optimeres?

Ud fra de beskrevne biologiske sammenhænge kan man opridse fire forhold, som med fordel kan inddrages i en fremtidig prioriteret indsats for skovens biodiversitet. Enhver forbedring af de nævnte forhold vil gøre den samlede indsats mere effektiv og kan i princippet håndteres og optimeres mere eller mindre uafhængigt. De fire forhold er følgende:

- Den geografiske placering af de udpegede skovområder
- Arealet af de enkelte skovområder, som omlægges
- Det samlede udpegede skovareal i Danmark
- Mængden og kvaliteten af levesteder i de udpegede skovområder.

2.2 Status og hidtidige anbefalinger

2.2.1 Den hidtidige indsats

Der har igennem de seneste årtier været en voksende erkendelse af behovet for en indsats i skovene, hvis tilbagegangen i biodiversitet skal standses. Allerede i 1992 udsendtes *Natur-skovsstrategien* (Skov- og Naturstyrelsen 1992), som opstiller retningslinjer for forvaltningen af særlige bevaringsværdige skovtyper bl.a. af hensyn til biodiversiteten. Der er bl.a. en målsætning om, at 10 % af det samlede skovareal skal have natur og biologisk mangfoldighed som det primære driftsformål. Denne målsætning er bevaret i det nationale skovprogram fra 2002 (Skov- og Naturstyrelsen 2002) og i Naturplan Danmark fra 2014, den daværende regeringens strategi for natur og biodiversitet (Regeringen 2014). Hensynet til natur og biodiversitet er også indskrevet i skovloven på et mere generelt niveau.

På trods af ovenstående blev en lang række skovarter vurderet som truede i rødlisten fra 2004, jf. Figur 1 (Wind og Pihl 2004). Tilsvarende vurderes det i en status fra 2010, at biodiversiteten i de danske skove er i tilbagegang, især målt på artsgrupper; og det på trods af, at tilbagegangen af nogle levesteder vurderes at være standset (Ejrnæs m.fl. 2011). Endelig vurderes bevaringstilstanden som stærkt ugunstig i samtlige 10 skovnaturtyper, som findes i Danmark, og som er beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv (Nygaard m.fl. 2013). Dermed er målsætningen om gunstig bevaringsstatus ikke opfyldt, hvilket især skyldes manglen på gamle træer og dødt ved.

Netop manglen på dødt ved bekræftes af den danske skovstatistik for hele landet (NFI). I perioden 2010-2014 blev der på 66 % af de ca. 9.500 prøveflader ikke registreret noget dødt ved (Nord-Larsen m.fl. 2015), og tidligere opgørelser har vist, at der kun på få procent af fladerne er mængder af betydning (Johansen m.fl. 2013a). I gennemsnit var der 5,2 m³ død ved pr. ha generelt og kun 3,9 m³ pr. ha i løvskov. Det er markant under de mængder, man finder i en naturlig skov, og under de mindsteværdier på 30-50 m³ pr. ha, som typisk skal til, før sammensætningen af arter ligner, hvad man finder i urørte referenceskove (Müller og Bütler 2010, Nygaard m.fl. 2013, Heilmann-Clausen m.fl. 2014). I sumpskove og stærkt græsningspåvirkede arealer kan disse værdier være lavere. I en anden nylig redegørelse argumenteres det, at den totale mængde af dødt ved i de danske skove er stigende (Johansen m.fl. 2015), om end niveauet stadigvæk er meget lavt i forhold til, hvad der er naturligt eller biologisk relevant (jf. ovenstående tal). Desuden kan den rapporterede stigning i den totale mængde af dødt ved især henføres til en stigning i skovarealet (Heilmann-Clausen m.fl. 2015, Bruun m.fl. 2015). Data

fra skovstatistikken viser en svag, men ikke signifikant stigning i mængden af dødt ved pr. hektar målt over de sidste 10 år (Nord-Larsen m.fl. 2015). Desuden er størstedelen af det døde ved stående nåletræ, som ikke er af mindre relevans for en stor del af biodiversiteten.

Som opfølgning på Naturskovsstrategien gennemførtes for få år siden en evaluering af 20 års indsats for biodiversiteten i skovene (Johansen m.fl. 2013b). Den konkluderede, at indsatsen ikke var tilstrækkeligt fokuseret på bevarelsen af biodiversitet, hverken med hensyn til valget af områder eller valget af virkemidler. Blandt andet vurderedes det, at der var udlagt for lidt urørt skov, og at for meget af det, der var udlagt, var nåleskov, som generelt har en lav værdi for dansk biodiversitet, der hovedsageligt er tilpasset løvskove. Den direkte effekt på biodiversiteten var svær at vurdere på grund af manglende data. Det manglende geografiske fokus bekræftede en tidligere analyse, som viste, at områderne udpeget som led i Naturskovsstrategien langt fra var optimale ud fra en målsætning om at dække biodiversiteten (Hilckjær 2003).

En kort gennemgang af de hidtil gennemførte arealbaserede tiltag i Danmark med henblik på naturbevarelse i skovene findes i diskussionen på side 93.

2.2.2 Hidtidige anbefalinger

I en kombineret biologisk og økonomisk analyse fra 2012 udført af Center for Makroøkologi, Evolution og Klima i samarbejde med De Økonomiske Råd konkluderes det, at skovene er underrepræsenterede i den hidtidige danske naturforvaltning i forhold til den åbne natur, og at der skal udpeges betydelige arealer navnlig af løvskov, hvis en fremtidig indsats skal dække de (truede) danske skovarter. Det konkluderes også, at udlægning af urørt skov ikke blot er et effektivt middel til bevarelse af biodiversiteten, men også omkostningseffektivt sammenlignet med de tiltag, som skønnes nødvendige i den åbne natur (De Økonomiske Råd 2012a, Petersen m.fl. 2012 og 2016). I tråd med dette lød en af anbefalingerne fra regeringens Natur- og landbrugskommission i 2013, at der var brug for en forøget indsats for skovenes biodiversitet og mere konkret, at ”der skal gennemføres en revision af naturskovsstrategien fra 1992 med henblik på varig beskyttelse af mere gammel, oprindelig skov og udlæg af meget mere urørt skov – både i offentlige og private skove” (Natur- og Landbrugskommissionen 2013, s. 33).

Det kan på ovenstående baggrund slås fast, at der er behov for en markant øget indsats i de danske skove, hvis de politiske målsætninger for biodiversiteten skal opfyldes. Der er desuden bred faglig enighed om, at skov uden egentlig forstlig drift er et nødvendigt og effektivt virkemiddel i denne sammenhæng. Hensynet til biodiversiteten kan dermed få betydning for træproduktionen og potentielt også andre samfundsgoder i de danske skove.

2.3 Økosystemtjenester

2.3.1 Koncept og historie

Økosystemtjenester (eller økosystemydelser) dækker over alle de goder, som mennesket får, direkte eller indirekte, fra jordens økosystemer og deres organismer, dvs. biodiversiteten. Tankegangen om vigtigheden af økosystemernes funktion og økosystemtjenesterne er udviklet over de seneste årtier og har fået stadig større opmærksomhed både videnskabeligt, politisk og forvaltningsmæssigt. Den grundlæggende tanke er at identificere, kvantificere og eventuelt værdisætte økosystemtjenesterne, dels for generelt at synliggøre naturressourcernes kolossale betydning for menneskers velværd, dels for at tjenesterne kan indgå i national og international planlægning og (grøn) regnskabsføring på linje med mere klassiske markedssatte goder. Det overordnede formål er herigennem at begrænse overudnyttelse af naturressourcer og sikre en bæredygtig udnyttelse af både naturlige økosystemer og ”dyrkede økosystemer” som agerland og plantageskove.

Særligt en artikel i *Nature* i 1997 (Costanza m.fl.), ”The values of the world’s ecosystem services and natural capital”, bragte denne tankegang på dagsordenen, ikke mindst på grund af de meget store værdier, man nåede frem til i studiet. Vigtig i denne sammenhæng er også FN’s økosystemvurdering – Millennium Ecosystem Assessment (MEA) fra 2005 – som var en meget omfattende konsensusevaluering af verdens økosystemer og økosystemtjenester og deres betydning for menneskers livsgrundlag foretaget af flere end 1.300 forskere. Også TEEB-studiet (The Economy of Ecosystems and Biodiversity) iværksat af en række regeringer og internationale organisationer (herunder EU-kommissionen) har bidraget væsentligt på dette område, både konceptuelt og gennem en række konkrete undersøgelser (TEEB 2010). I 2012 etableres med 124 lande som medlemmer FN’s Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). IPBES er et biodiversitetspanel svarende til FN’s Klimapanel. I denne sammenhæng kædes biodiversitet og økosystemtjenester direkte sammen bl.a. udtrykt i IPBES’ mission, som er ”at styrke berøringsfladen imellem videnskab og politik vedrørende biodiversitet og økosystemtjenester med henblik på bevarelse og bæredygtig udnyttelse af biodiversiteten, menneskets trivsel på lang sigt og en bæredygtig udvikling.” (IPBES 2016, egen oversættelse).

I tråd med ovenstående indgår det i EU’s biodiversitetsstrategi, at medlemslandene skal kortlægge og vurdere tilstanden af økosystemer og økosystemtjenester på deres nationale territorier samt vurdere den økonomiske værdi af tjenesterne senest i 2020 (EU-kommissionen 2011, MAES 2013). Nogle lande har allerede gennemført sådanne analyser. Det mest kendte og omfattende eksempel er Storbritanniens *UK-NEA* (UK National Ecosystem Assessment 2011, Bateman m.fl. 2013). Termansen m.fl. (2015) beskriver status for processen i Danmark, som i skrivende stund har påbegyndt, men langt fra afsluttet de krævede analyser.

2.3.2 Definition og klassifikation af økosystemtjenester

Økosystemtjenester har været defineret forskelligt i forskellige sammenhænge, ligesom de enkelte tjenester har været klassificeret og grupperet forskelligt. I regi af Det Europæiske Miljøagentur (EEA) arbejder man dog i disse år på en international standard for økosystemtjenester; Common International Classification of Ecosystem Services, CICES (CICES 2015). Formålet er bl.a. at understøtte opstillingen af nationale økosystemregnskaber inden for FN's miljøregnskabssystem SEEA (System of Environmental-Economic Accounting). CICES skal også anvendes i forbindelse med EU-landenes nationale evalueringer. I CICES defineres økosystemtjenester som ”økosystemernes bidrag til menneskets velfærd eller trivsel” og opdeles i følgende grupper:

- De forsynde økosystemtjenester, som omfatter en række materielle goder som fødevarer og foder, tømmer og andre materialer, drikkevand og biobaseret energi. Tjenesterne omfatter både dyrkede produkter og vildtlevende såsom havets fisk.
- De regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester. Eksempler er biologisk nedbrydning af døde plantedele eller affalds- og giftstoffer, beskyttelse mod erosion, opretholdelse af grundvandsdannelsen, opretholdelse af vandkvalitet gennem fjernelse af næringsstoffer, bestøvning af afgrøder eller vilde planter samt naturlig kontrol af skadedyr og sygdomme.
- De kulturelle økosystemtjenester, som omfatter bl.a. rekreation, jagt, lystfiskeri, naturbevarelse, undervisning, forskning, spirituelle værdier, testamentariske værdier (værdi for kommende generationer) og eksistensværdier (naturens iboende værdi)

Blandt andet i FN-sammenhæng opereres med en fjerde kategori, de støttende økosystemtjenester, som understøtter de andre tjenester i form af bl.a. fotosyntese og vand- og næringsstofkredsløb. I CICES er disse tjenester udeladt, bl.a. fordi værdien af disse funktioner kommer til udtryk i de øvrige økosystemtjenester og færdige goder. Ved værdisætning af økosystemtjenester skelnes i øvrigt imellem tjenesternes værdi fra naturens hånd og den værdi, der tilføres gennem forarbejdning videre til færdige goder.

Biodiversiteten understøtter økosystemernes funktioner og dermed økosystemtjenesterne på alle niveauer. Biodiversiteten kan dog også anses for en økosystemtjeneste i sig selv, navnlig som en del af de kulturelle tjenester i form af bl.a. naturbevarelse, oplevelsesværdi og organismernes eksistensværdi, dvs. den værdi, som mennesker tillægger disse uden hensyn til deres direkte nytteværdi for mennesket.

3 Generelle metodiske principper

Formålet med denne undersøgelse er som beskrevet i introduktionen at belyse tre centrale problemstillinger i forhold til bevarelsen af skovenes biodiversitet og dermed for dansk naturforvaltning. Denne ambition forfølges i videst muligt omfang gennem en transparent og analytisk tilgangsvinkel med udgangspunkt i kvantitative data for forekomsten og fordelingen af biodiversiteten og andre økosystemtjenester i de danske skove. I det følgende beskrives kort hovedprincipperne for opgørelserne af økosystemtjenester og de efterfølgende analyser. Mere udførlige redegørelser findes i de efterfølgende kapitler og bilag.

3.1 Bevarelse af biodiversitet – og de øvrige økosystemtjenester

Der findes, som beskrevet i kapitel 2, flere definitioner af, hvad økosystemtjenester er, hvordan de klassificeres, og hvordan de principielle og økologiske relationer er imellem biodiversiteten og økosystemtjenesterne og de forskellige økosystemtjenester imellem. Disse forhold er ikke afgørende i nærværende projekt. De økosystemtjenester, som vi belyser, udgør hver især konkrete samfundsgoder, som skovene leverer, og vi belyser alene, hvordan disse fordeles sig geografisk og afhænger af skovenes forvaltning, dvs. af den konkrete arealanvendelse. Tjenesternes indbyrdes relationer, som de analyseres i denne rapport, afgøres alene af den rumlige fordeling, og hvordan de antages at respondere på en ændret arealanvendelse. Vi betragter i den sammenhæng bevarelsen af biodiversitet som en økosystemtjeneste i sig selv. Det synes rimeligt al den stund, at samfundet efterspørger bevarelsen af biodiversitet, jf. diverse politiske målsætninger og internationale traktater, samtidig med at skovene kan bidrage væsentligt til bevarelsen. Vi belyser ikke, hvad biodiversiteten som sådan betyder for de andre økosystemtjenester. Med dette udgangspunkt inddrager vi følgende fem overordnede økosystemtjenester i analyserne: biodiversitet, træ- og biomasseproduktion, kulstof (CO₂), grundvand og friluftsliv.

3.2 Datamæssigt udgangspunkt – kortlægning af økosystemtjenesterne

De kvantitative beskrivelser af økosystemtjenesterne dækker alle det samlede danske skovareal og beskriver med forskellig rumlig opløsning den geografiske variation ud over landet. Opgørelserne bygger på i forvejen eksisterende kortlægninger og andre grunddata, som dog er bearbejdet, således at de endelige datalag i forskellig grad repræsenterer vores egne (model-) beregninger. Nogle af økosystemtjenesterne opgøres i monetære enheder (kroner og øre), mens andre alene opgøres i relevante ”materielle” enheder. Som det vil fremgå, værdisætter vi bl.a. ikke biodiversiteten. For flere tjenesters vedkommende beskriver data forskellige specifikke aspekter af den overordnede økosystemtjeneste. Opgørelserne omfatter følgende konkrete datalag:

- **Biodiversitet:** den nationale udbredelse af 1.208 skovlevende arter, opdelt på obligate og ikke-obligate skovarter (uddybes senere) samt truede og ikke-truede arter. Af disse indgår 786 arter i analyserne, udvalgt efter specifikke kriterier.
- **Træproduktion:** den samfundsøkonomiske værdi af skovenes forstlige drift (kr. pr. år) opdelt på løv- og nåleskov, inkluderende gavntre og brændselstræ.
- **Kulstof:** Det løbende optag af kulstof/ CO_2 fra atmosfæren (tons pr. år) og det stående kulstoflager (tons).
- **Grundvand:** grundvandsdannelsen (m^3 pr. år) i skovområder beliggende i hhv. områder med særlige drikkevandsinteresser og i nitratfølsomme indvindingsområder.
- **Friluftsliv:** skovenes rekreative værdi (brugsværdi i kr. pr. år) estimeret ud fra en kombination af besøgstal og skovgæsternes rejseafstand samt værdien af jagtlejen (kr. pr. år).

Til grund for alle datalag ligger (ud over de specifikke grunddata) en kortlægning af det danske skovareal og en opgørelse af den arealmæssige fordeling på løv- og nåleskov. Disse data indgår også selvstændigt i de efterfølgende kvantitative analyser. Endelig anvendes også en kortlægning af de danske statsskove opdelt på løv- og nåleskov. Opgørelserne i de enkelte datalag og de benyttede datakilder beskrives nærmere i de efterfølgende kapitler.

3.3 Analyserne

Helt overordnet bygger analyserne på en opdeling af Danmark i 633 kvadrater, som hver måler 10×10 km. Det er den rumlige opløsning, hvormed arternes udbredelse er beskrevet. Da disse data er helt centrale for analyserne, opgøres de øvrige økosystemtjenester også for disse kvadrater. Kvadraterne udgør grundlaget for prioritering og udvælgelse af områder i analyserne og for kvantitative og kvalitative analyser af sammenhængen imellem økosystemtjenesterne.

3.3.1 Netværk for biodiversitet

Hovedvægten i analyserne ligger på arealprioritering med henblik på bevarelsen af biodiversitet. Det overordnede formål med en sådan prioritering er at sikre den bedst mulige samlede indsats inden for de forhåndenværende arealmæssige og økonomiske ressourcer. I tråd med dette tilstræber vi, ved hjælp af arealanalyser, først at besvare følgende spørgsmål:

- Hvilke skovområder i Danmark kan mest omkostningseffektivt indgå i et netværk med henblik på bevarelsen af biodiversiteten?

Udgangspunktet for analyserne er en netværkstankegang, forstået på den måde, at prioriteringen af områder sker ud fra, hvor effektive disse er tilsammen på en national skala. Ved effektivitet skal her forstås, hvor godt de pågældende skovområder opfylder en given målsætning. Ved omkostningseffektivitet forstås, at målsætningen opfyldes inden for det mindst mulige skovareal og dermed til lavest mulige omkostninger. Ved netværk forstås et landsdækkende ”udvalg” af skovområder, der ikke nødvendigvis er fysisk sammenhængende. I forhold til

biodiversiteten er den biologisk funktionelle sammenhæng langt vigtigere. Et biodiversitetsnetværk kan godt bestå af fysisk adskilte områder, så længe de ikke er længere fra hinanden, end at arterne kan sprede sig imellem områderne, og så længe områderne tilsammen har en størrelse, så levedygtige bestande kan opretholdes. Mængden af naturområder og deres indbyrdes afstand, samt det at områderne er spredt over hele landet, er altså langt vigtigere end fysiske sammenhæng f.eks. i form af habitatkorridorer. Dette gælder især i tempererede regioner som Danmark, hvor arter generelt har stor spredningsevne. Betegnelsen netværk bruges således, fordi de udpegede områder skal betragtes som en biologisk sammenhængende helhed.

3.3.2 Prioritering af områder

Prioriteringen (udpegningen) af områder sker analytisk ud fra data for arternes udbredelse og transparente kriterier, en tilgangsvinkel, der internationalt er kendt som *systematic conservation planning* (Margules m.fl. 1988, Moilanen m.fl. 2009). Det kan gøres ud fra forskellige metoder. I vores analyser sker udvælgelsen ud fra et princip om komplementaritet. Derved fokuseres på områders forskelligheder mht. biologisk mangfoldighed og på, i hvor høj grad områder supplerer hinanden. For en given geografisk skala (i vores tilfælde 10×10 km) udpeges herved de områder, der samlet set dækker biodiversiteten bedst, og som samtidig huser sjældne arter, der kun findes ét eller meget få steder i Danmark. Analyserne tager ikke hensyn til områdernes indbyrdes placering på landkortet.

Vi analyserer en række scenarier, men fokuserer på et hovedscenarie med følgende analytiske målsætning:

- Hvor mange og hvilke områder (kvadrater) skal som minimum udpeges, hvis alle 664 arter, der findes i løvskov, skal dækkes mindst tre gange (dvs. i tre kvadrater)?

Det skal understreges, at det i denne sammenhæng ikke er hele kvadrater (som har en størrelse på 10.000 ha) som udpeges, men kun (dele af) skovene i disse. Med udgangspunkt i de prioriterede områder estimeres efterfølgende arealbehovet ved etablering af de udpegede biodiversitetsnetværk samt de mulige omkostninger og konsekvenser ved en indsats for biodiversiteten for de øvrige økosystemtjenester. For at muliggøre dette gøres en række antagelser om, hvor meget skovareal der skal udpeges i de prioriterede kvadrater, og om hvilke tiltag der kræves for at bevare biodiversiteten.

3.3.3 Fokus på løvskov

Hovedparten af de danske skovlevende arter, herunder ikke mindst de truede, er som nævnt naturligt tilpasset levesteder i løvskov og findes overvejende dér. Hovedfokus i de biologiske prioriteringsanalyser, herunder hovedscenariet, er derfor på udpegning af løvskov og på det flertal af arter, som findes i løvskov eller eventuelt både i løvskov og nåleskov. Nogle steder knytter der sig dog også en særlig biodiversitet til nåleskoven. En potentiel udpegning af et biodiversitetsnetværk i nåleskov behandles derfor i supplerende scenarier baseret på de 122 arter i vores datasæt, som altovervejende findes i nåleskov.

3.3.4 Sammenhængen imellem økosystemtjenesterne

Hvorvidt der er en konflikt (et trade-off) imellem hensynene til de forskellige økosystemtjenester – eller eventuelt en synergi – afhænger grundlæggende af to faktorer: (1) Det geografiske overlap imellem økosystemtjenesterne og 2) hvordan tjenesterne påvirkes af forvaltningen i de arealer, hvor der er et overlap.

Ved at opstille en ”trade-off-matrice” belyser vi det sidste først. Ud fra en overordnet beskrivelse af, hvordan skoven kan forvaltes med fokus på de enkelte økosystemtjenester, beskriver matricen, hvordan de øvrige tjenester formodes at blive påvirket af den fokuserede drift; positivt eller negativt (eller neutralt). Disse vurderinger er baseret på den bedst tilgængelige viden og udmøntes for udvalgte relationer i kvantitative beregninger af, hvordan en ændret arealanvendelse påvirker økosystemtjenesterne. I de fleste tilfælde er beskrivelserne dog af mere kvalitativ karakter.

Efterfølgende belyser vi det geografiske overlap imellem de kvantitativt vigtigste kvadrater for de enkelte tjenester; igen med særlig vægt på biodiversiteten. Dette giver et overordnet billede af de potentielle konflikter (eller synergier) mellem tjenesterne: Jo vigtigere et område er for en økosystemtjeneste, jo større er den mulige konflikt med de øvrige.

3.3.5 Konsekvenser af et biodiversitetsnetværk for de øvrige økosystemtjenester

På baggrund af de sammenhænge, som identificeres i ovenstående proces, tilstræber vi at besvare følgende spørgsmål:

- Givet det optimale biodiversitetsnetværk (af udpegede skovområder), hvad er konsekvenserne – eventuelt omkostningerne – mht. de andre økosystemtjenester?

Det gøres ved at sammenholde det udpegede biodiversitetsnetværk i hovedscenariet og de anbefalede tiltag med beliggenheden af de vigtigste kvadrater for de andre økosystemtjenester, og hvordan disse vil påvirkes af tiltagene. Fordi de anbefalede tiltag indebærer ophør af kommerciel træproduktion, beregnes bl.a. de samfundsøkonomiske omkostninger i form af tabte indtægter fra skovdriften på de berørte arealer, i økonomiske termer de såkaldte alternativomkostninger. I sammenhæng med selve prioriteringsanalyserne kan disse beregninger betegnes som *cost-efficiency-analyser*, dvs. at vi belyser, hvor effektivt det udpegede netværk er med henblik på bevarelse af biodiversiteten, udtrykt ved dækningen af arter, set i forhold til omkostningerne ved indsatsen. Disse analyser adskiller sig fra *cost-benefit-analyser*, der ser direkte på de økonomiske fordele ved en indsats i forhold til omkostningerne. Sådanne analyser kan vi ikke gennemføre, fordi vi ikke her værdisætter alle økosystemtjenesterne hver især. Det gælder både værdien af at bevare biodiversiteten som sådan og de afledte fordele ved at bevare den. Konsekvenserne af scenarierne for oplagring af kulstof (CO₂) estimeres ligeledes kvantitativt, men ikke økonomisk. Betydningen for grundvand og friluftsliv beskrives i lyset af de geografiske overlap, men vurderes derudover kun kvalitativt.

3.3.6 Tværgående analyser

Som projektets sidste komponent tilstræber vi at besvare følgende spørgsmål:

- I hvilken grad kan økosystemtjenesterne optimeres samtidig, og kan der opnås en samlet gevinst ved at forvalte skovene ud fra en sådan viden?

Disse tværgående problemstillinger vurderes og diskuteres overvejende kvalitativt på baggrund af de allerede beskrevne analyser. Det suppleres dog af et illustrativt scenarie, hvor der gennem en zonerings af skovene i forhold til forskellige hovedformål tages hensyn til flere tjenester samtidig.

4 Data 1: Biodiversitet og skov

4.1 Data for biodiversitet

Det datamæssige udgangspunkt for analyserne er en beskrivelse af 1.208 skovlevende dyre-, plante- og svampearters udbredelse i Danmark opdelt i 633 kvadrater på basis af et 10×10 km kvadratnet (UTM-zone 32 og 33). Data indeholder information om, hvilke af arterne som findes, og hvilke som ikke findes, i hvert enkelt kvadrat. Data indeholder alene arter, som yngler og er naturligt hjemmehørende i Danmark. Data er sammenstillet fra en række såkaldte atlasundersøgelser og lignende opgørelser (Bilag A).

Datasættet er baseret på den bedst tilgængelige viden om fordelingen af arter i det danske landskab på en overordnet geografisk skala. De 1.206 arter omfatter alle skovlevende arter fra et bagvedliggende datasæt med i alt 1.817 arter, som også omfatter andre levesteder. Dette datasæt ligger også til grund for den nationale prioritering i Naturstyrelsens *Biodiversitetskort for Danmark* (Ejrnæs m.fl. 2014). Dele af datasættet har også været anvendt til andre lignende analyser i Danmark (Lund og Rahbek 2000, De Økonomiske Råd 2000, Jepsen og Sørensen 2001, Hilkjær 2003, Nielsen 2003, Petersen m.fl. 2005, Petersen m.fl. 2012, De Økonomiske Råd 2012a) og har dannet baggrund for publicering af internationale videnskabelige afhandlinger (bl.a. Lund 2002, Lund og Rahbek 2002, Strange m.fl. 2006, Bladt m.fl. 2008, Larsen m.fl. 2008, 2009 og 2012, Petersen m.fl. 2016).

De originale data, fra kilderne beskrevet i Bilag A, har ved forskellige lejligheder siden 2000 været genstand for opdatering og yderligere kvalitetssikring. Eksperters i de forskellige artsgrupper har opdateret udbredelsen af arterne ud fra deres seneste viden, i det omfang det var muligt. Der er også tilføjet arter, som er indvandret eller genfundet, og fjernet arter, som er forsvundet i Danmark, eller hvor data er vurderet som upålidelige. Der er i den sammenhæng fokuseret på data for sjældne arter, da de har størst indflydelse på udfaldet af de præsenterede prioriteringsanalyser. Information om de enkelte underliggende datasæt med kilder findes i Bilag A.

4.1.1 Levesteder og valg af arter (prioriteringsgrundlag)

Skovlevende arter defineres i denne sammenhæng som arter, der almindeligvis eller ofte findes i træbevoksede arealer eller andre træ- og skovtilknyttede habitater, herunder dødt ved, skovlysninger, -enge, -moser og -bryn. Vi skelner desuden imellem obligate og ikke-obligate skovarter. Obligate skovarter er arter, der kun eller altovervejende findes i ovennævnte levesteder (habitater), mens ikke-obligate skovarter, også findes i andre, f.eks. lysåbne, habitater. Endelig har vi opgjort, hvilke arter der alene eller altovervejende findes i nåleskov. Opdelingen af arter på levesteder tager udgangspunkt i ekspertbaserede levestedsangivelser i den danske rødliste og i en tidligere analyse baseret på dele af samme datasæt (Petersen m.fl. 2012). Opdelingen er derefter for flere artsgruppers vedkommende justeret på basis af yderligere

ekspertvurderinger specifikt med henblik på dette projekt. En nærmere redegørelse for opdelingen af arter på levesteder findes i Bilag A.

For at sikre den størst mulig relevans af udpegningerne har vi valgt ikke at bruge det samlede datasæt på 1.206 skovlevende arter i prioriteringsanalyserne. Vi har i stedet medtaget arter efter følgende kriterier: (1) Alle obligate skovarter, både truede og ikke-truede og (2) de resterende truede, men ikke-obligate skovarter. Dette gav et datasæt på i alt 786 arter.

Vi har derefter opdelt de udvalgte arter (og selve analyserne) i forhold til levestederne løvskov og nåleskov. Det første datasæt omfatter herefter 664 løvskovsarter, herunder arter, som findes i både løv- og nåleskov. Det andet datasæt omfatter 122 arter, som alene eller altovervejende findes i nåleskov. Af de 786 arter i de to datasæt er 275 vurderet som truede i den seneste danske rødliste (Wind og Pihl 2004). Det er arter i kategorierne kritisk truet (CR, critically endangered), moderat truet (EN, endangered) og sårbar (VU, vulnerable) samt forsvundet (RE, regionally extinct), hvis arten er genfundet siden 2004.

Det beskrevne valg af arter til vores analyser er sket ud fra følgende overvejelser: Vi har lagt hovedvægten på obligate skovarter, fordi de kun – eller bedst – tilgodeses ved tiltag i skoven og derfor naturligt bør tillægges større vægt i denne sammenhæng end arter, som også findes i andre habitater. Vi har inddraget alle obligate skovarter, ikke kun de truede, fordi det bidrager til at udpege de vigtigste områder for den samlede biodiversitet og dermed også til at nedsætte risikoen for, at andre arter bliver truet i fremtiden. Vi har desuden inddraget de resterende truede ikke-obligate skovarter, fordi disse arter i mange tilfælde med fordel kan tilgodeses i skoven. Opdelingen på løv- og nåleskovsarter er hensigtsmæssig, fordi de to grupper fordeler sig forskelligt både geografisk og på artsgrupper, og fordi der er forskel på de relevante tiltag og tilhørende omkostninger i de to skovtyper.

Valget af arter i prioriteringsgrundlaget er afgørende for resultatet af en prioriteringsanalyse baseret på komplementaritetsprincippet. Det har især betydning for (1) den samlede dækning/repræsentation af arter inden for et givent areal, (2) dækning af forskellige artsgrupper set i forhold til hinanden samt, (3) hvilke specifikke områder der udpeges, dvs. den geografiske placering af netværket.

4.1.2 Datasættets taksonomiske (arts-mæssige) sammensætning

Sammensætningen af artsdata med de beskrevne opdelinger er summeret i Tabel 1 og er yderligere illustreret på Figur 3. Data repræsenterer et bredt udsnit af de danske landlevende arter og enkelte arter delvist tilknyttet ferskvand. Dyr, planter og svampe er alle velrepræsenterede. Det store antal insekter fordelt på mange forskellige grupper må betragtes som en styrke, idet størstedelen af den danske artspulje faktisk udgøres af insekter (Figur 3, nederst). Set i forhold hertil er insekterne reelt underrepræsenteret, mens de andre hovedgrupper er overrepræsente-

rede. Dette gælder bl.a. hvirveldyrene (padder, krybdyr, fugle og pattedyr), der til gengæld omfatter arter, som man ofte vil fokusere på i forhold til prioriteringen af naturområder. Mest overrepræsenteret er svampene, som til gengæld udgør en meget vigtig del af biodiversiteten netop i skov. Af væsentlige organismegrupper, som ikke indgår i datasættet, kan nævnes laver og mosser, insektgrupper som myrer og bier, andre hvirvelløse dyr end insekter, f.eks. edderkopper, samt mikroorganismer (encellede organismer).

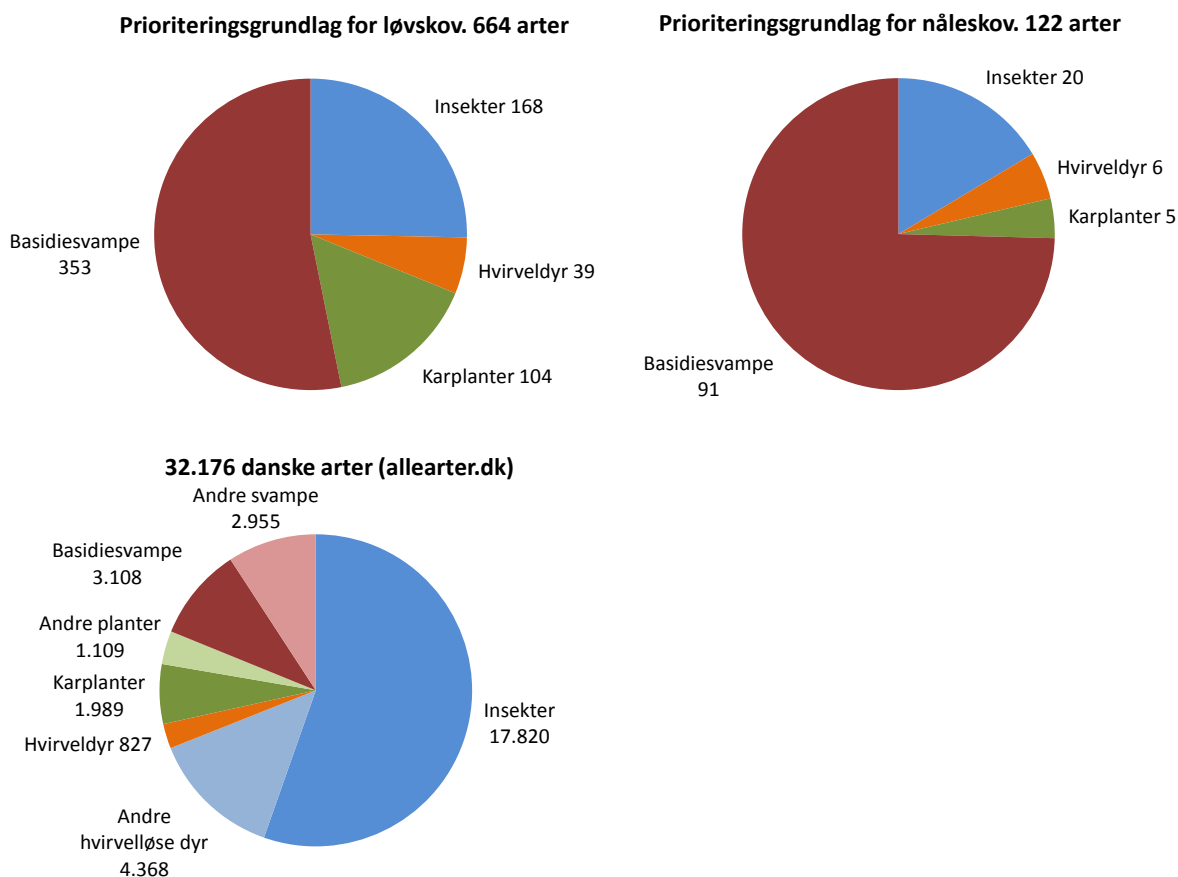
Tabel 1. Oversigt over arter i de benyttede biodiversitetsdata. Truede arter omfatter rødliste-kategorierne CR, EN og VU. Enkelte RE-arter er med i det omfang, de er genfundet. Se tekst for nærmere forklaring.

Artsgruppe	Skovlevende arter	Arter i løvskov* ¹	Nåleskovsarter* ²
Guldsmede	19	1	-
Græshopper	12	-	-
Tæger	35	3	-
Biller	39	28	4
Svirrefluer	180	82	12
Dagsommerfugle	31	11	-
Natsommerfugle	89	43	4
<i>Insekter i alt</i>	<i>316</i>	<i>164</i>	<i>20</i>
Padder	10	1	-
Krybdyr	4	-	-
Fugle	77	30	6
Pattedyr	34	8	-
<i>Hvirveldyr i alt</i>	<i>125</i>	<i>39</i>	<i>6</i>
Karplanter	203	104	5
Svampe	473	353	91
Arter i alt	1206	664	122
<i>Heraf:</i>			
<i>Obligate skovarter</i>	<i>742</i>	<i>622</i>	<i>120</i>
<i>Truede obligate skovarter</i>	<i>231</i>	<i>187</i>	<i>44</i>
<i>Truede ikke-obligate skovarter</i>	<i>44</i>	<i>42</i>	<i>2</i>

*1) Prioriteringsgrundlag for løvskov *2) Prioriteringsgrundlag for nåleskov

Data for hvirveldyrene, dvs. padder, krybdyr, fugle og pattedyr, kan betragtes som komplette, forstået sådan at de omfatter alle danske ynglearter inden for hver gruppe. Data for insekterne omfatter i alle tilfælde en meget stor del af arterne i de respektive grupper. For biller tilhørende gruppen træbukke kan datasættet dog kun betragtes som dækkende for de truede arter. Karplanterne er komplette, hvad angår de obligate skovarter. For svampenes vedkommende

indgår mindst 80 % af de kendte danske arter i hver af de medtagne slægter og samlet set næsten 90 % af arterne i disse slægter.



Figur 3. Arternes fordeling på taksonomiske grupper i de to datasæt, som anvendes som prioriteringsgrundlag for hhv. løvskov og nåleskov, samt for arter i den nationale oversigt Allearter.dk.

4.1.3 Usikkerhed på udbredelserne

For at en prioritering af områder efter princippet om komplementaritet kan siges at være optimal, skal man kende arternes fulde udbredelse, dvs. både hvor arterne *er*, og hvor arterne *ikke* er. De underliggende datasæt og dermed de repræsenterede artsgrupper er udvalgt, opdateret og kvalitetssikret med særlig hensyn til dette forhold. Alligevel er der altid en vis usikkerhed på arternes udbredelse, som i øvrigt for visse arter kan være foranderlig fra år til år. Der vil være arter, som er ”undersamplede”, dvs. ikke tilstrækkeligt undersøgt i alle områder, og som derfor findes i flere områder end registreret i datasættet. Vigtigt er det her, at en prioritering af områder efter komplementaritetsprincippet sikrer, at de pågældende arter er repræsenteret – selvom de måtte findes flere steder. Af de inkluderede artsgrupper er problematikken angående undersampling mest relevant for nogle af insekterne og karplanterne og nok især svampene. Ud af Danmarks omkring 3.000 arter af basidiesvampe er der til det aktuelle datasæt derfor alene udvalgt slægter, hvor data vurderes at give et tæt på retvisende billede af arternes nationale udbredelse. De er valgt ud fra konkrete kriterier for bl.a. frugtlegemernes

størrelse, synlighed og levetid (Heilmann-Clausen, personlig oplysning). Endelig er arter med særlig usikker udbredelse udeladt. (Se endvidere Bilag A).

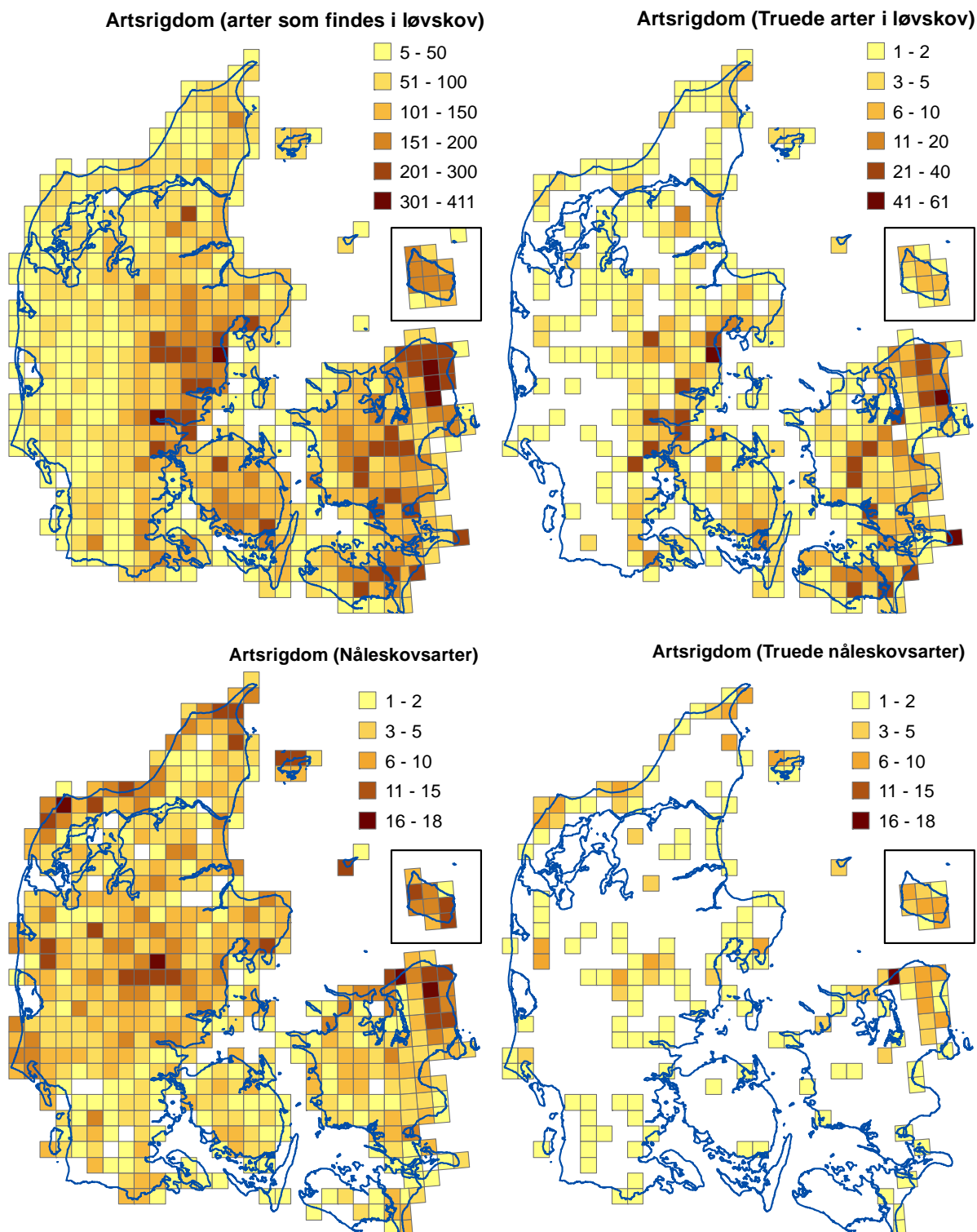
4.1.4 Arternes fordeling i Danmark

Artsrigdommens fordeling i Danmark baseret på de benyttede data er vist på Figur 4. For alle arterne tilknyttet løvskov (eller både løv- og nåleskov) er artsrigdommen generelt lavest i det vestlige Jylland med typisk under 100 arter pr. kvadrat, mens der i resten af landet mange steder er 150-300 arter pr. kvadrat. Høj artsrigdom ses mest udpræget i Nordsjælland, men også i det østlige Midtjylland, på Midt- og Sydsjælland og Lolland-Falster samt i nogen grad på Sydfyn og Bornholm. Artsrigdommens fordeling afspejler i et vist omfang de skovrigeste områder i Danmark. Fordelingen viser dog også, at de store plantageområder i Vestjylland er ret artsfattige, og at der er naturmæssigt værdifulde løvskove i ellers ret skovfattige områder i bl.a. Østjylland, på Sydfyn og på Lolland. Mønsteret for de truede arter er i det store hele det samme, dog med lidt færre arter i Nordjylland relativt set.

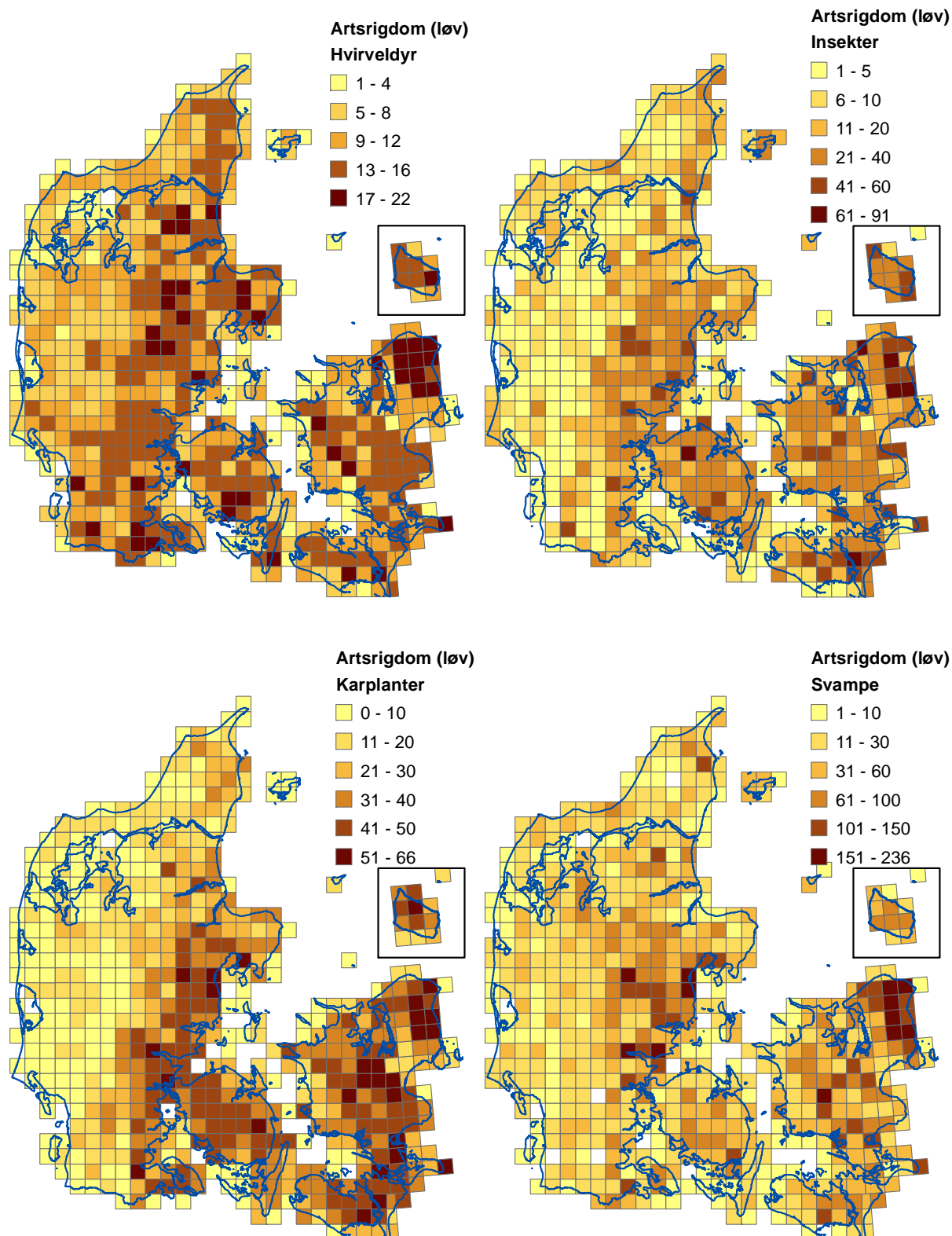
Den overordnede fordeling af artsrigdommen følger det forventelige makroøkologiske mønster i forhold til, hvordan gammel løvskov, habitatdiversitet (mængden af forskellige levesteder) og økosystemernes produktivitet fordeler sig ud over landet. Mønsteret af artsrigdom matcher også fordelingen af befolkningen. Dette er et velkendt mønster både globalt (Araujo og Rahbek 2007) og i Europa (Araujo 2003), uden at det i sig selv er tegn på en skævvridning i indsamling af biodiversitetsdata i forhold til de større byområder.

Den geografiske fordeling af artsrigdommen for hver af de fire hovedgrupper, hvirveldyr, insekter, karplanter og svampe, følger også samme grundlæggende mønster (Figur 5); dog synes artsrigdommen af hvirveldyr (overvejende fugle) at være lidt større i det vestlige Jylland i forhold til de øvrige grupper, mens rigsdommen af svampe synes lidt mindre i det sydlige Danmark.

Afslutningsvis skal det noteres, at et enkelt kvadrat (UTM-Kode UB47) udelades af analyserne, fordi det kun omfatter tætte byområder omkring København og derfor ikke er relevant i forhold til arealudpegningerne.



Figur 4. Artsrigdommens fordeling i Danmark i de benyttede datasæt for løvskov (664 arter, øverst) og nåleskov (122 arter, nederst). Data for løvskov omfatter også arter, som findes i både løv- og nåleskov, mens data for nåleskov alene omfatter arter, som altovervejende findes dér. Kortene til venstre viser alle arter i datasættene, og kortene til højre kun de truede.



Figur 5. Artsrigdommens fordeling i Danmark i det benyttede datasæt for arter i løvskov (664 arter) fordelt på de taksonomiske hovedgrupper hvirveldyr (padder, krybdyr, fugle og pattedyr), insekter, karplanter og svampe.

4.2 Kortlag over de danske skove

Som kortgrundlag for arealopgørelserne i analyserne benyttes et digitalt kort fra GeoDanmark udarbejdet i FOT2007-systemet. Systemet kan i dag betragtes som det officielle kortværk over Danmark, svarende til de tidligere topografiske kort fra det daværende Kort- og Matrikelstyrelsen. FOT-kortet bliver løbende opdateret. I denne sammenhæng benyttes en udgave downloadet den 24. juni 2013 (se Figur 6).

Ud fra FOT-kortet blev det samlede skovareal i hvert af de 633 kvadrater beregnet ved hjælp af GIS (geografisk informationssystem). Til arealopgørelserne er der også brug for en opdeling af skovarealet på løv- og nåleskov, men der findes ikke i dag nogen egentlig kortlægning af disse skovtyper hver for sig. Derfor blev andelen af løv- og nåleskov i kvadraterne estimeret på basis af statistiske data fra år 2000 (*Skov 1* fra Danmarks Statistik) og perioden 2008-2012 (Danmarks Skovstatistik, NFI, Johansen m.fl. 2013a). Udbredelsen af løv og nåleskov baseret på disse opgørelser er vist på Figur 6 nederst.

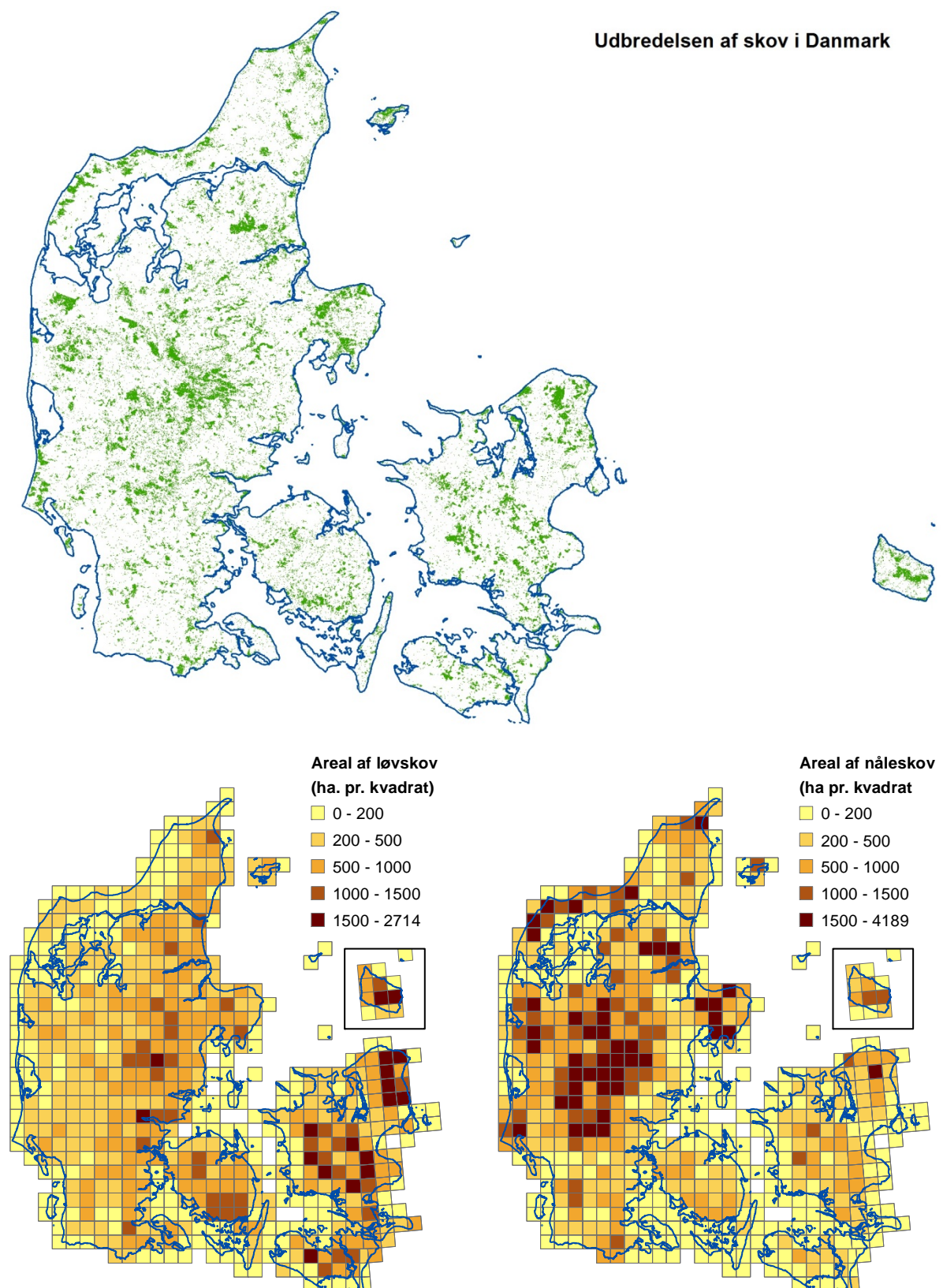
Opgørelserne viser et samlet skovareal på 583.000 ha, hvoraf 48 % er løvskov, og 52 % er nåleskov (Tabel 2). Alle arealberegninger eller -henvisninger i de senere analyser sker på dette grundlag. Overordnet set er der god overensstemmelse med de seneste estimater fra Danmarks Skovstatistik for perioden 2010-14 (Nord-Larsen m.fl. 2015) (se Tabel 2). Forskellen på de to opgørelser kan henføres til forskelle i opgørelsesmetoder, registreringstidspunkt og definitionen af skov.

Tabel 2. Skovareal i Danmark opgjort i denne undersøgelse, sammenlignet med seneste opgørelser i Danmarks skovstatistik, NFI (Nord-Larsen m.fl. 2015).

	Denne undersøgelse	Danmarks skovstatistik 2010-14
Skovareal (ha)	583.000	621.000
Areal af løvskov (ha)	278.000 (48 %)	290.000 (47 %)*
Areal af nåleskov (ha)	306.000 (52 %)	304.000 (49 %)*

*Det samlede skovareal i Danmarks skovstatistik omfatter også såkaldte hjælpearealer og midlertidigt ubevoksede arealer. Derfor udgør arealer bevokset med hhv. løv- og nåletræer under 100 %.

Til brug for opgørelser af arealet af statsskov i kvadraterne blev benyttet digitale detailkort over statsskovene, de såkaldte litrakort, med oplysninger om bl.a. de dominerende træarter på bevoksningsniveau. I den benyttede udgave var de fleste informationer (ca. 80 %) opdateret i 2001 eller 2002, mens de resterende var fra perioden 2003-2012. Kortet var venligst stillet til rådighed af Skov- og Naturstyrelsen.



Figur 6. Øverst: Udbredelsen af skov i Danmark. Nederst: Udbredelsen af hhv. løvskov og nåleskov udtrykt ved arealet i de 633 kvadrater, som indgår i analyserne.

4.2.1 Bemærkninger om estimater af løv/nål-fordelingen

Den omtalte skovstatistik fra 2000 er baseret på oplysninger fra statens skovdistrikter og private skovejere og angiver arealet med løv og nål i hver af de 271 kommuner fra før kommunalreformen i 2007. På grund af den relativt høje rumlige opløsning vurderes dette datasæt, som det bedst egnede til at estimere løv/nål-fordelingen i hvert af de 633 kvadrater. De nyere data fra skovstatistikken for perioden 2008-2012 (NFI) er baseret på registreringer i felten på en lang række prøveflader landet over. Det giver et mere korrekt og opdateret billede af forholdet imellem løv og nål på landsplan, men har ikke nok registreringer til en pålidelig opgørelse på kvadraterniveau. Derfor blev disse oplysninger (aggregeret for større områder), brugt til at korrigere niveauerne fra den første beregning. En nærmere beskrivelse af disse opgørelser findes i Bilag B.

De beskrevne estimater af fordelingen mellem løv- og nåleskov er i sagens natur behæftet med usikkerhed. Siden denne undersøgelse blev påbegyndt, er der som led i et ph.d.-projekt på Københavns Universitet gennemført en kortlægning af løv- og nåleskov baseret på LIDAR-målinger, som er en detaljeret laserbaseret opmåling af jordens højdeprofil foretaget fra luften (Schumacher m.fl. 2014, Schumacher 2014). Metoden er forbundet med en grundlæggende usikkerhed ved fortolkningen af højdeprofilerne, men resultaterne benyttes i denne sammenhæng til en uafhængig verifikation af de anvendte estimater af løv/nål-fordelingen. Sammenligningen viste, at der, på trods af en stor spredning på kvadraterniveau, var en god overordnet korrelation imellem de to datasæt, dog forudsat at alt blandet skov i LIDAR-datasættet blev henregnet til nåleskov. Tilsvarende viste en sammenligning af arealbehovet til biodiversitetsnetværket i hovedscenariet (se senere) på basis af de to datasæt en afvigelse på kun 4 %.

Samlet vurderes det, at opgørelserne i denne undersøgelse giver et retvisende billede af det udpegede areal, fordi de bygger på relativt mange kvadrater i hvert scenarie. Omvendt findes der i dag ingen datasæt med pålidelige estimater af løv/nål-fordelingen på lokalt niveau.

5 Bevarelse af biodiversitet i de danske skove

5.1 Metoder og antagelser for prioritering af områder

5.1.1 Analysemetoder

Som allerede nævnt foretages prioriteringen af områder med henblik på bevarelse af biodiversiteten ud fra et princip om komplementaritet. Ved at fokusere på områdernes forskellighed udpeges de områder, der samlet set dækker biodiversiteten bedst (både de sjældne og almindelige arter) og mest omkostningseffektivt (dvs. ved brug af færrest mulige områder). Dette er videnskabeligt dokumenteret både teoretisk og empirisk (f.eks. Csuti m.fl. 1997, Williams m.fl. 1998, Reyers m.fl. 2000, Williams m.fl. 2000a, 2000b) og gælder på vidt forskellige geografiske skalaer. Det er bl.a. vist, at en systematisk udpegning af de artsrigeste områder (hotspots of richness) typisk giver en dårligere dækning af den samlede biodiversitet inden for et givet samlet areal (Williams m.fl. 1996, Burgess m.fl. 2002, Moilanen m.fl. 2009). Dette gælder også for de konkrete danske udbredelsesdata, som benyttes i dette projekt (Egne analyser; ikke vist i rapporten). Årsagen er, at de artsrigeste områder til sammen godt nok dækker mange arter, men at de vidt udbredte arter typisk dækkes mange gange, mens en række sjældne arter slet ikke repræsenteres, fordi de findes i områder, som pga. deres areal eller karakter ikke huser mange arter på tværs af forskellige organismegrupper (f.eks. næringsfattige naturtyper). Ved i stedet at benytte komplementaritet undgår man, at dækningen af de mere almindelige arter sker på bekostning af arter med lille eller mellemstor udbredelse. Det er typisk de sidstnævnte, som er truede og mest interessante i forhold til at bevare biodiversiteten.

Man kan opstille flere typer af målsætninger for prioriteringsanalyser baseret på komplementaritet. Vi benytter i denne sammenhæng såkaldt minimumsanalyse til at besvare spørgsmål af følgende type:

- Hvor mange områder behøves der som *minimum* for at dække alle arter mindst én gang (eller mindst to gange, mindst tre gange osv.)?

For en given målsætning findes en matematisk optimal løsning. Denne løsning kan findes ved at undersøge alle mulige kombinationer af kvadratnettets 633 kvadrater. Her benyttes imidlertid en mere hensigtsmæssig heuristisk fremgangsmåde, som udpeger netværk af områder ud fra en "sjældenheds-algoritme". Simplificeret vil det sige, at man først udvælger kvadraterne med de sjældneste arter (arter, der kun findes i ét kvadrat). Dernæst vælges det kvadrat, som bidrager med flest ikke-repræsenterede arter blandt de næstsjældneste arter (dvs. dem, der kun findes i to områder) og så fremdeles. Denne procedure fortsættes, indtil målsætningen er opfyldt, f.eks. at alle arter er repræsenteret mindst tre gange. Forskellen på heuristiske og matematiske optimale løsninger er ubetydelige for store datasæt som vores (Moore m.fl. 2003).

Analyserne udføres med softwaren WORLDMAP (Williams 1999), som er udviklet netop med henblik på denne type analyser, og som er anvendt bredt også internationalt. Mere udfør-

lige beskrivelser og diskussion af principper og metoder for arealprioritering findes i Petersen m.fl. (2005 og 2012).

5.1.2 Antagelser om udpeget areal

Teknisk set foretages prioriteringen af skovområder alene på basis af udbredelsen af arter og med kvadraterne som analytisk enhed, uden at skovarealet inddrages direkte i prioriteringsalgoritmen. Men for efterfølgende at kunne belyse arealbehov og omkostninger gøres der nogle specifikke antagelser om, hvor meget skov der udpeges til biodiversitetsformål i prioriterede kvadrater. For biodiversitetsnetværk i løvskov antages følgende:

- I hvert prioriteret kvadrat udpeges 80 % af løvskoven samt nåleskov i et areal svarende til 20 % af den udpegede løvskov (såfremt et sådant areal findes).

Disse antagelser skal samtidig betragtes som den anbefalede mindsteindsats i prioriterede kvadrater. Hovedvægten lægges på løvskov, fordi de fleste skovarter i Danmark – og i det benyttede datasæt – er naturligt tilpasset løvskov. Udgangspunktet for at udpege det meste af løvskoven (80 %) i prioriterede kvadrater er, at arealet af relevante levesteder som beskrevet er afgørende for, hvor mange arter et område huser, og for, hvor mange arter der kan opretholde levedygtige populationer. Ved alligevel kun at udpege 80 % af løvskoven og en mindre del af nåleskoven muliggøres samtidig en række praktiske, økonomiske og ressourcemæssige hensyn til en vis grad.

5.1.3 Antagelser om tiltag for biodiversitet i løvskov, herunder urørt skov

Hvad angår tiltag i de prioriterede kvadrater i scenarier for arter i løvskov antages følgende:

- Det udpegede løvskovsareal lægges urørt ved ophør af forstlig drift, herunder kunstig afvanding. Eventuelle yderligere tiltag udelukkes ikke, hvis de skønnes mest hensigtsmæssige i forhold til bevarelsen af biodiversitet.
- Det udpegede nåleskovsareal ryddes og udlægges herefter til naturlig succession og/eller fremtidig naturpleje, men ligeledes urørt af forstlig drift.

Dette skal ligeledes ses som de anbefalede tiltag. De giver med stor sikkerhed markant forbedrede vilkår for den skovlevende biodiversitet bredt set og giver dermed også den største sikkerhed for arternes bevarelse på lang sigt. Omlægningen til urørt skov vil på sigt genskabe mere variation og dynamik i skoven mht. træernes art og alder og bevoksningernes højde og åbenhed mv., ligesom mængden af gamle træer og dødt ved vil øges betydeligt. Rydningen af nåletræ vil tilvejebringe åbne områder og overgangshabitater, som en række arter nyder godt af. Omlægning af urørt skov skal grundlæggende betragtes som naturgenopretning til gavn for biodiversiteten. Derfor udelukkes ifølge vores definition heller ikke overgangstiltag, der kan gavne biodiversiteten f.eks. ved at fremskynde en gunstig udvikling i naturlig retning. Det kan eksempelvis være genopretning af naturlig hydrologi ved tilkastning af drængrøfter, skabelse af lysninger for at fremskynde en differentieret skovstruktur, udtynding af yngre bevoksninger

med henblik på at skabe plads til større træer eller fældning af træer for at skabe dødt ved. Sådanne tiltag kan sandsynligvis være hensigtsmæssige i mange tilfælde. Tilsvarende udelukkes ikke fremtidige tiltag som f.eks. genopretning af naturligt græsningstryk med helårsgræsning, høslet på udvalgte skovenge eller endog selektiv hugst, hvis det skønnes hensigtsmæssigt i forhold til bevarelsen af biodiversitet. Udgangspunktet er dog, at skovnaturen i videst mulige omfang skal være selvforvaltende. Der udestår en grundigere analyse af, hvornår, hvordan og i hvilken grad forskellige tiltag og tilpasninger skal implementeres, herunder også en analyse af de økonomiske effekter af disse. Dette ligger uden for dette projekts fokus, men en sådan analyse kan med fordel tage udgangspunkt i de områder og tilgange, der beskrives her. Endelig gøres der ingen *a priori* antagelser om, at adgangen til skovene eller konkrete rekreative aktiviteter begrænses, ligesom vedligeholdelse af veje og stier falder inden for rammerne af urørt skov.

5.1.4 Antagelser for udpegninger i nåleskov

Som nævnt udfører vi supplerende prioriteringsanalyser for specialiserede nåleskovsarter. I denne sammenhæng giver vi ingen direkte anbefalinger om, hvor meget areal der bør udpeges, eller de konkrete tiltag. For alligevel at belyse det potentielle arealbehov opgøres det samlede areal af nåleskov i prioriterede kvadrater, og som supplement hertil beregnes arealbehovet under antagelse af, at 50 % af nåleskoven udpeges, dog maksimalt 1.000 ha pr. kvadrat. Baggrunden for sidstnævnte scenarie er, at indsatsen i nåleskov generelt skal dække færre arter end i løvskoven, og at der derfor teoretisk kræves mindre areal. Relevans og omfang af en indsats for biodiversiteten i nåleskov diskuteres yderligere senere i rapporten. Tilsvarende diskuteres de beskrevne antagelser bl.a. på basis af en række følsomhedsanalyser.

5.2 Prioritering af løvskov. Scenarier og resultater

5.2.1 Hovedscenariet

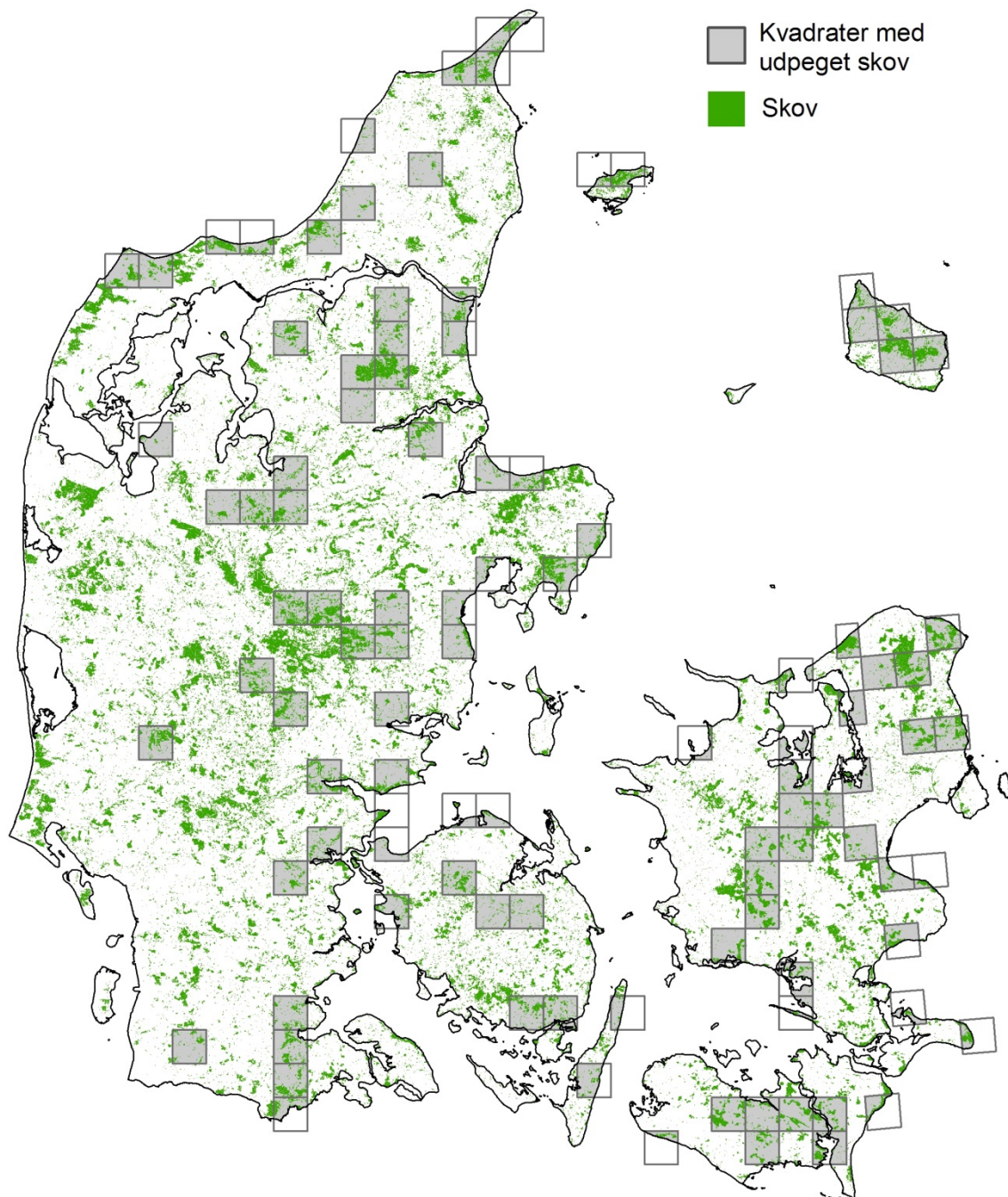
Med henblik på prioritering af arealer til et biodiversitetsnetværk i løvskov analyseres først et hovedscenarie. Det gøres med de beskrevne 664 arter (skovarter i løvskov) som prioriteringsgrundlag og en målsætning om, at alle disse arter skal repræsenteres mindst tre steder. Dette har tidligere være brugt som et realistisk minimumsscenario i forhold til en generel målsætning om at bevare arterne på lang sigt (Fjeldså og Rahbek 1997 og 1998, Petersen m.fl. 2012). Den konkrete analytiske målsætning er at besvare følgende:

- Hvor mange og hvilke kvadrater skal som minimum udpeges for at dække alle arter mindst tre gange (og hvor stort et skovareal svarer dette til)?

Resultatet af analysen er en prioritering af 105 kvadrater (Figur 7). Det udpegede udgør i alt ca. 75.000 ha (jf. de beskrevne antagelser), svarende til ca. 1,7 % af det danske landareal eller ca. 13 % af skovarealet. Arealet består af ca. 63.000 ha løvskov og 12.000 ha nåleskov svarende til hhv. 23 % af Danmarks løvskov og 4 % af nåleskoven. Inden for de 105 prioriterede kvadrater udgør det udpegede areal samlet set 80 % af løvskoven og 18 % af nåleskoven svarende til i alt 50 % af skovarealet i de prioriterede kvadrater.

Prioritering af biodiversitetsnetværk i løvskov. Hovedscenarie

Målsætning: Mindst tre repræsentationer af alle 664 arter



Figur 7. Netværk til bevarelse af biodiversitet i løvskov. Hovedscenariet. Markeret er de 105 kvadrater, der som minimum skal udpeges for at dække alle 664 arter i udpegningsgrundlaget mindst tre steder. Bemærk: Grøn signatur viser al skov, men kun 80 % af løvskoven og en mindre del af nåleskoven i de markerede kvadrater skal indgå i netværket. (Se tekst for yderligere forklaring).

I det følgende beskrives og analyseres resultaterne af hovedscenariet nærmere. Det skal igen understreges, at de udpegede områder skal betragtes som en biologisk sammenhængende helhed og derfor betegnes som et netværk, selvom områderne ikke hænger fysisk sammen.

5.2.2 Beliggenhed af netværket

Det udpegede netværk i hovedscenariet omfatter skove fordelt ud over det meste af landet med undtagelse af det vestlige Jylland (Figur 7). Mange af skovkvadraterne ligger i større eller mindre klynger, hvoraf nogle springer umiddelbart i øjnene. I Jylland kan nævnes Skaagens Odde, Rold Skov, Viborg-egnen, Søhøjlandet, kysten af Lillebælt med Vejle og Kolding fjorde samt det østlige Sønderjylland. På øerne er det Nordsjælland og en strækning ned over Midtsjælland. Hertil kommer skove i Guldborgsund-Maribo-området og på Bornholm. Til trods for den iøjnefaldende klumpede fordeling af kvadrater på kortet er det vigtigt at notere sig, at klyngerne ikke nødvendigvis repræsenterer sammenhængende skovområder (Figur 7), og at der også er udpeget mange skove uden for klyngerne. Det betyder helt overordnet, at biodiversiteten ikke kan sikres ved en indsats i blot nogle få større skovområder i Danmark.

Tabel 3. Eksempler på kendte skovlokaliteter med særlige biodiversitets- eller naturværdier, som helt eller delvist indgår i det udpegede netværk for løvskov i hovedscenariet. Listen er alene til illustration og skal ikke betragtes som udtømmende.

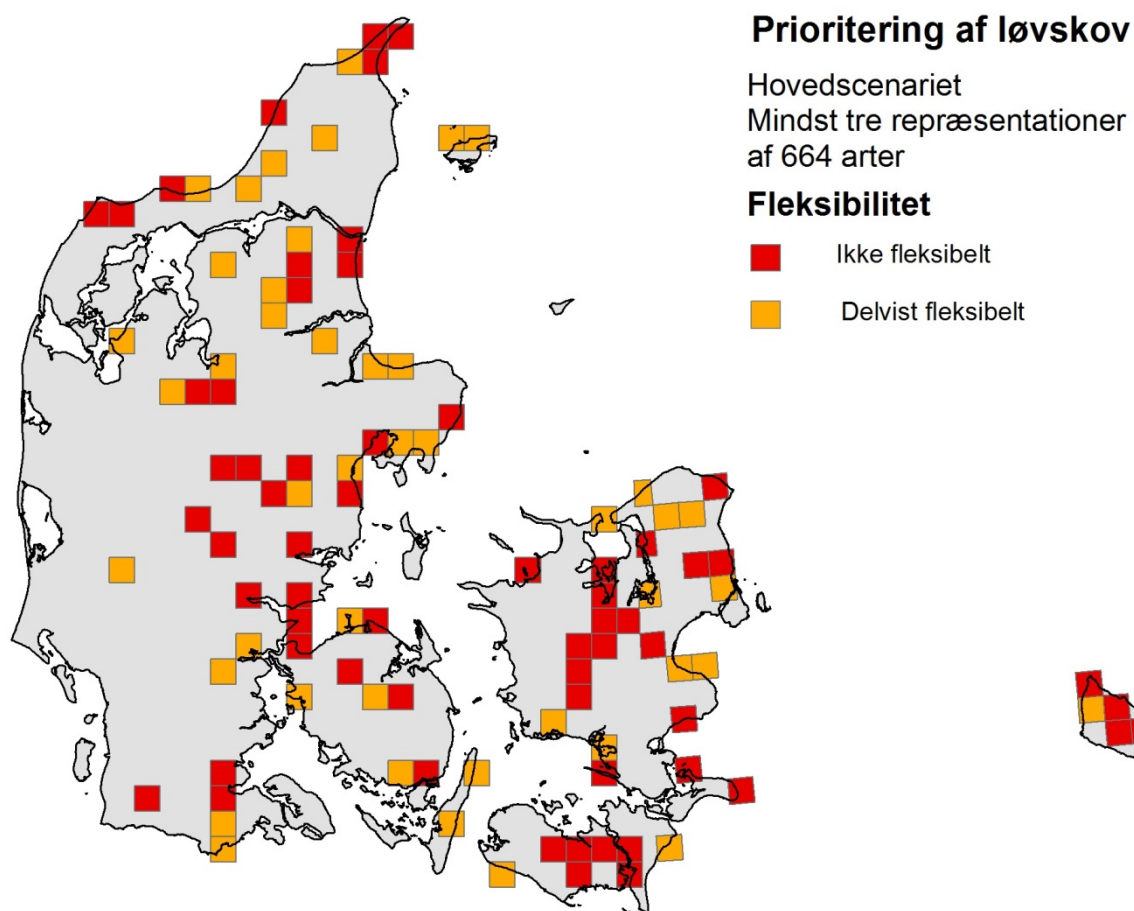
Jylland (fra nord til syd) Ulveskov Rold: Buderupholm Bjergeskov, Torstedlund Skov, Lindborg Ådal (Vesterskov mv.+ øst for åen) Skindbjerglund Høstemark Skov Tofte Skov Kås Skov Hald Ege mv. Silkeborg Vesterskov + Kobskov Vosnæs Pynt + Havskov Moesgård Skov mfl. Elbæk Skov, Horsens Fjord Staksrode Skov, Vejle Fjord Munkebjergskovene, Vejle Fjord Trelde Næs Bolderslev Skov, Aabenraa Jørgensgård Skov/Aabenraaskovene Draved Skov Kollund Skov Lolland, Falster, Møn Klinteskov Ulvshale Korselitse Kristianssæde/Ryde Bøgeskov, Skelnæs m.fl./Maribo Krenkerup Haveskov, Radsted Mose/Hydeskov Fuglsang Storskov/Hamborg skov Frejlev Skov Vindeholme	Fyn + øer Hedekov/Ravnebjerg Skov Kasmose Skov/Vejlbyskov/Røjle Æbelø Longelse Sjælland (fra nord til syd) Jægerspris Nordskov Ryegård Dyrehave Tisvilde hegn Teglstrup Hegn Gribskov: Strødam, Tibberup Holme, Farum Nørreskov + Sækken, Farum Lillevang Jægersborg Dyrehave Bognæs, Boserup Skov Vallø Dyrehave Store Bøgeskov Allindelille Fredsskov Sorø Søndermark Suserup Skov Næsbyholm Storskov/Tystrup Sø Vemmetofte Dyrehave Vejlø Skov/Næstved Bornholm Døndalen m.fl.
---	---

I Tabel 3 herover nævnes eksempler på skovlokaliteter, som (helt eller delvist) indgår i de udpegede netværk, og som i forskellig grad er kendt for deres særlige biodiversitets- eller naturværdier. Det skal understreges, at listen alene er til illustration; den er ikke udpeget efter systematiske kriterier og skal ikke betragtes som udtømmende.

Det skal bemærkes, at der er udpeget en del områder med stor nåleskovsdominans især i Nordvestjylland, men eksempelvis også ved Tisvilde Hegn. Dette på trods af, at analysen principielt sigter på udpegning af løvskov og grundlæggende baseres på løvskovsarter. Det er derfor muligt, at nogle af de anvendte datasættet "generalist-arter" er afgørende for prioriteringen af disse områder, og at arterne faktisk findes i nåleskov, herunder gamle klit- og hedeplantager. Det skal naturligvis tages i betragtning i valget af tiltag og konkrete arealer, ved en praktisk implementering af indsatsen. Det vurderes til gengæld ikke, at have væsentlig betydning for det samlede arealbehov.

5.2.3 Fleksibilitet

Fleksibiliteten i de udpegede netværk i forhold til målsætningen om at dække alle arter tre steder er begrænset. Således er 62 af de 105 udpegede kvadrater i hovedscenariet ikke fleksible (røde kvadrater i Figur 8). Det betyder, at de ikke kan erstattes med andre, hvis målsætningen skal opfyldes, fordi de huser arter, der kun findes i ét, to eller tre kvadrater i hele landet. De resterende kvadrater er delvist fleksible (orange på Figur 8). Det betyder, at målsætningen kan opfyldes ved at erstatte dem med andre kvadrater, men at det i så fald typisk vil kræve flere områder og typisk et større samlet areal. I nogle tilfælde kan der dog være tale om flere mindre skovområder, som dermed er mindre hensigtsmæssige i forhold til bevarelsen af biodiversiteten.



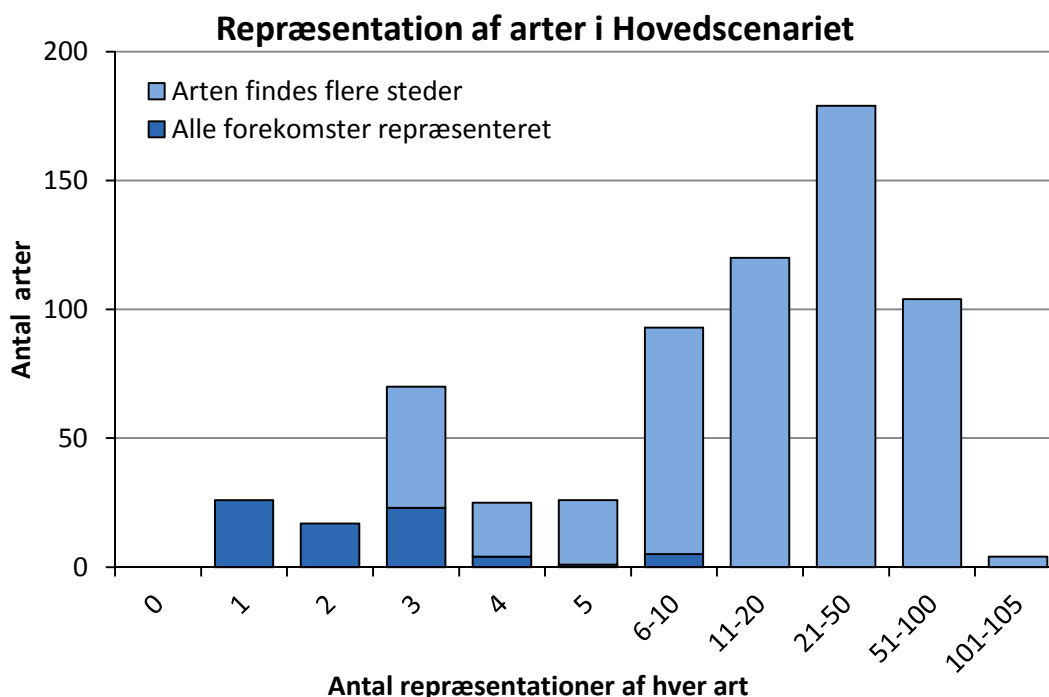
Figur 8. Netværket for biodiversitet i løvskov udpeget i hovedscenariet (samme som Figur 7) med angivelse af fleksibilitet i forhold til målsætningen om mindst tre repræsentationer af de 664 arter i datasættet.

5.2.4 Dækning af arterne

Dækningen af arterne, dvs. i hvor mange kvadrater de enkelte arter er repræsenteret, er et udtryk for, hvor effektivt netværket er med hensyn til at sikre arternes overlevelse, navnlig på lang sigt, hvilket også benævnes arternes persistens. I hovedscenariet er alle 664 arter (jf. målsætningen) repræsenteret mindst tre gange, dog undtaget de 66 arter, som kun findes i ét eller to kvadrater i hele Danmark (Figur 5.3). Mere konkret er 70 arter repræsenteret netop tre gange. Yderligere 51 arter er repræsenteret fire eller fem gange, mens de fleste arter (500 svarende til 75 %) er repræsenteret seks eller flere gange – og op mod halvdelen over 20 gange (Figur 9).

Det udpegede netværk giver således en relativt god dækning af de 664 arter i det benyttede datasæt. Men i den sammenhæng skal det erindres, at analyserne skal ses som en måde at optimere et nationalt netværk på, som tilsammen dækker den samlede skovlevende biodiversitet bedst muligt inden for det udpegede areal, dvs. også arter, som ikke indgår i analyserne. I det perspektiv er det meget positivt, at de udpegede kvadrater også huser 428 af de 429 ikke-

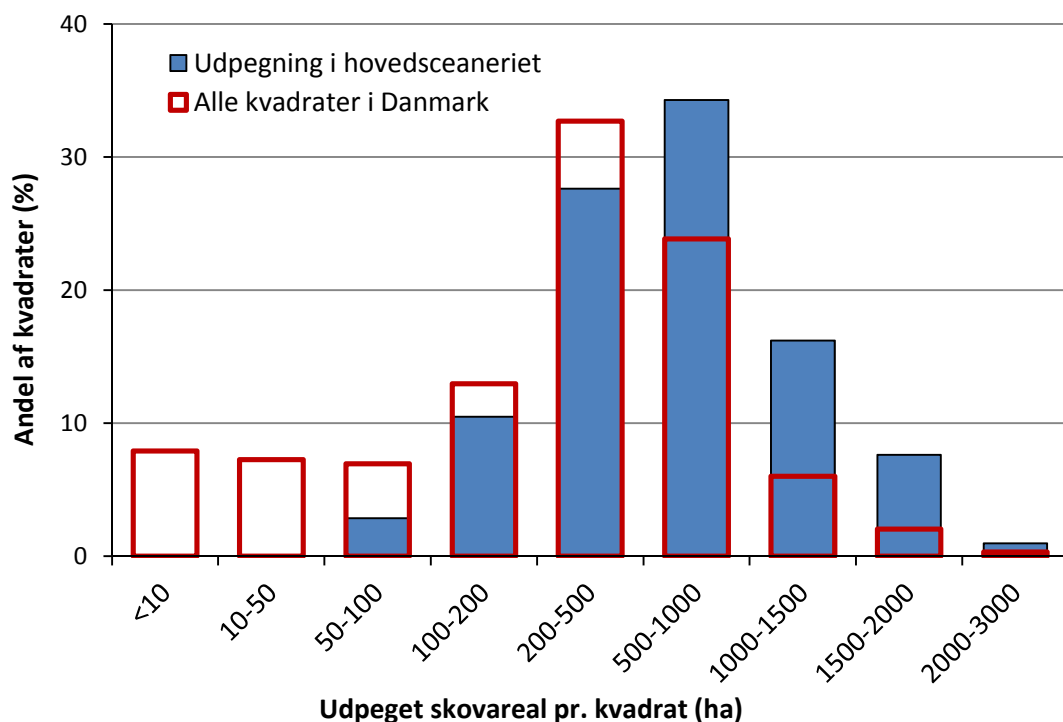
obligate skovarter fra det større bagvedliggende datasæt, men som ikke indgik i analyserne, og som dermed ikke har påvirket udpegningen. Netværket dækker også 228 ud af 239 skovlevende svampe, som er udeladt af analyserne, fordi de tilhører slægter, hvor data ikke lever op til kvalitetskriterierne. Der er desuden gode videnskabelige argumenter for, at netværket vil dække et stort flertal af Danmarks måske 20.000 skovlevende arter (Lund og Rahbek 2000, 2002, Bladt m.fl. 2008). Se endvidere diskussionen af dette i kapitel 10, side 95.



Figur 9. Repræsentation af arter i netværket for løvskov udpeget i hovedscenariet med en målsætning om mindst tre repræsentationer af alle 664 arter i datasættet for løvskov.

5.2.5 Størrelsen af udpegede skovarealer

Det udpegede skovareal i de enkelte kvadrater har betydning for områdernes værdi som levested for arterne og deres overlevelse på lang sigt. I hovedscenariet udpeges i gennemsnit 720 ha skov pr. kvadrat (median 598 ha), men som Figur 10 viser, er der stor variation. I 62 af de 105 kvadrater udpeges over 500 ha og i 26 af disse over 1.000 ha. Største udpegede areal i ét kvadrat er ca. 2.600 ha, som bl.a. omfatter den sydlige del af Gribskov. I den nedre ende af spektret udpeges der i 15 kvadrater under 200 ha, og mindste udpegede areal i ét kvadrat er 56 ha. I forhold til landet som helhed er arealfordelingen i det udpegede netværk tydeligt forskudt i retning af mere (løv-)skovrige kvadrater. Dette er ikke overraskende, da kvadrater med meget skov vil have større sandsynlighed for at huse skovarter end kvadrater med mindre skov.



Figur 10. Frekvensfordeling af størrelsen af det udpegede skovareal i kvadraterne udpeget i hovedscenariet for løvskov. Til sammenligning er angivet den tilsvarende fordeling af "udpegningsarealet" for alle 633 kvadrater i Danmark.

5.3 Prioritering af løvskov. Alternative scenarier og følsomhedsanalyser

I det følgende sættes hovedscenariet i perspektiv gennem en række alternative scenarier, såkaldte følsomhedsanalyser, der belyser, hvor påvirkelige resultaterne er over for ændringer i de valg og antagelser, der er gjort i hovedscenariet.

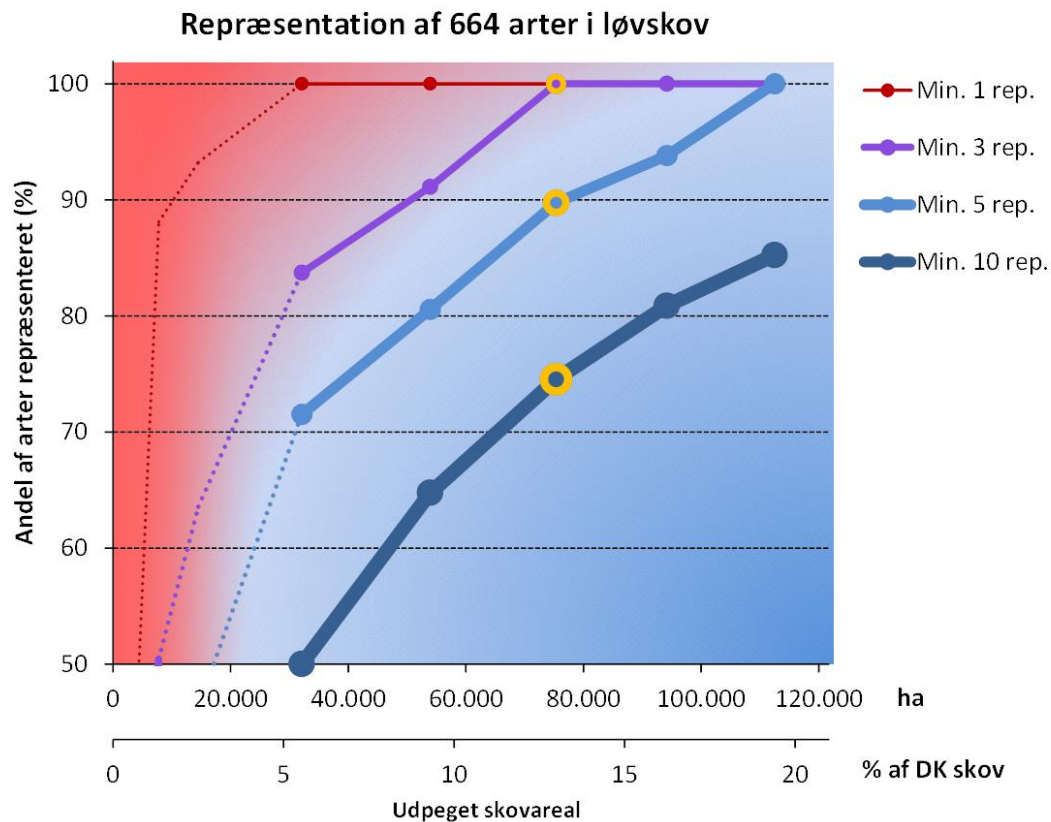
5.3.1 Udpeget areal og dækning af arter

Helt generelt gælder det, at jo større netværk der udpeges (jo flere kvadrater), jo flere steder i netværket findes arterne, og jo større er sikkerheden for arternes overlevelse på sigt. I det følgende belyses repræsentationen af arter i forhold til størrelsen af det udpegede netværk ved at supplere hovedscenariet med yderligere fire scenarier, der besvarer følgende spørgsmål:

- Hvor mange og hvilke kvadrater skal som minimum udpeges for at dække alle 664 arter mindst én, to, fire og fem gange? (og hvor store skovarealer svarer dette til?); til sammenligning med hovedscenariets mål om mindst tre repræsentationer af hver art.

Resultaterne (inkl. hovedscenariet) viser, at repræsentation af alle arter mindst 1-5 gange kræver udpegning af hhv. 42, 71, 105, 139 og 168 kvadrater. De tilsvarende arealbehov beregnet ud fra de hidtidige antagelser fremgår af Figur 11, som samtidig illustrerer, hvordan repræsentationen af arter forbedres i takt med udpegning af mere areal (i flere kvadrater). Det, at risi-

koen for, at arter uddør, falder med øget repræsentation, illustreres på figuren gennem baggrundens farve, hvor rød viser stor risiko for uddøen og blå lille risiko (kurvernes farve og tykkelse understreger dette).



Figur 11. Repræsentationen af arter i forhold til udpeget skovareal. Hver kurve viser, hvor stor en andel af de 664 arter (i datasættet for løvskov) der ved et givet udpeget areal er repræsenteret hhv. mindst én, tre, fem og ti gange. Med i disse tal regnes arter, som findes færre steder i Danmark i det hele taget, blot alle forekomster er repræsenteret. Hver lodret række af prikker repræsenterer de fem scenarier, som figuren bygger på (se tekst), og hvor hovedscenariet er markeret med gule ringe. Kurverne derimod forbinder resultater på tværs af scenarier. Rød baggrund illustrerer stor risiko for, at arter uddør, og blå mindre risiko. Farverne er alene illustrative og repræsenterer ikke i sig selv analyseresultater.

Arter, som findes tre steder i et biodiversitetsnetværk, er væsentligt bedre sikret end arter, som findes blot ét sted. Tre steder må på den anden side også anses for et minimum for en sikker bevarelse (persistens) af arter, dvs. levedygtige bestande over tid. Kriteriet om tre repræsentationer er anvendt i den videnskabelige litteratur som et acceptabelt udgangspunkt (Fjeldså og Rahbek 1997 og 1998) og har tidligere være brugt i lignende analyser om dansk biodiversitet (Petersen m.fl. 2012). For at illustrere dette er baggrundsfarverne på Figur 11 tilpasset, så kurven for en mindsterepræsentation på tre ligger på grænsen mellem rød og blå. Jævnfør hovedscenariet kræver det 75.000 ha, svarende til 13 % af Danmarks skovareal, at opfylde

denne målsætning for alle arter. I samme scenarie findes ca. 90 % af arterne dog fem eller flere steder og er således bedre sikret (Figur 11). Det mindst ambitiøse scenarie viser, at alle arter kan repræsenteres mindst ét sted inden for i alt 32.000 ha, svarende til ca. 6 % af Danmarks skovareal. Til gengæld er arternes overlevelse i Danmark over tid betydeligt dårligere sikret, idet kun 84 % af arterne findes mindst tre steder og kun 72 % af arterne mindst fem steder. Omvendt viser det mest ambitiøse scenarie, at en markant bedre beskyttelse – også i forhold til hovedscenariet – kan opnås ved at udpege 113.000 ha skov svarende til 19 % af Danmarks skovareal. Her findes alle arter mindst fem steder og ca. 85 % af arterne i ti eller flere kvadrater.

Den viste sammenhæng mellem areal og repræsentation af arter er betinget af, hvor meget skovareal der udpeges i de enkelte kvadrater og bygger på antagelserne (og anbefalingerne) i afsnit 5.1.2 (side 34). Hvis dette areal mindskes, kan samme repræsentation teknisk set opnås ved udpegning af et mindre samlet areal i de samme kvadrater, men samtidig forøger det risikoen for, at arterne uddør over tid. Det svarer til, at kurverne på Figur 11 forskydes mod venstre over mod det røde område. Den forøgede risiko for at uddø skyldes som tidligere beskrevet, at mindre areal af et givet habitat, alt andet lige, vil mindske en populations muligheder for at overleve. Helt generelt må en indsats på et mindre areal også antages at dække en mindre andel af biodiversiteten i de udpegede kvadrater. Det gælder både arterne i datasættet og de mange yderligere arter, som indsatsen i videst muligt omfang også skal tilgodese.

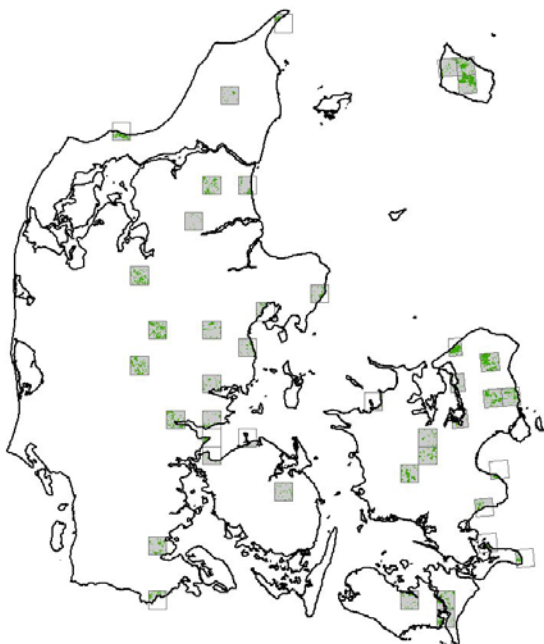
For at illustrere, hvad en ændret målsætning betyder for den geografiske placering af biodiversitetsnetværket, vises på Figur 12 de udpegede netværk fra tre af de ovenstående scenarier. Karakteristisk er det, at kvadraterne i alle scenarier ligger spredt ud over det meste af landet. Det er altså ikke sådan, at de (færre) kvadrater, der prioriteres ved udpegning af mindre areal, i højere grad ligger samlet i nogle få kerneområder, end det er tilfældet, når der udpeges et større areal. Tværtimod ligger ret få af kvadraterne op ad hinanden i det mindst ambitiøse scenarie, der kun sikrer én repræsentation. Endelig er det værd at bemærke, at selv i det mest ambitiøse scenarie prioriteres kun få kvadrater i det (syd-)vestlige Jylland, dvs. i områderne vest for israndslinjen under sidste istid. De viste netværk illustrerer, i et vist omfang, forskellige områders vigtighed i forhold til en eventuel prioritering af indsatsen, f.eks. med hensyn til hvornår den implementeres.

Prioritering af løvskov:

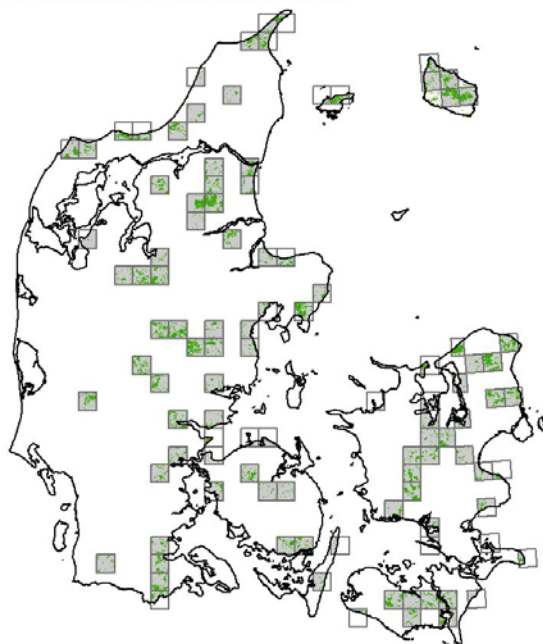
Dækning af 664 arter i mindst ét, tre og fem kvadrater

■ Udpegede kvadrater ■ Skov i udpegede kvadrater

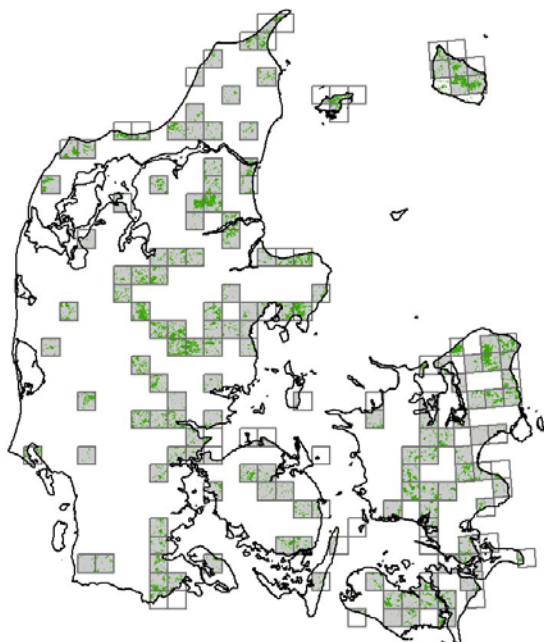
Mindst én repræsentation
32.100 ha i 42 kvadrater



Hovedscenariet
Mindst tre repræsentationer
75.300 ha i 105 kvadrater



Mindst fem repræsentationer
112.500 ha i 168 kvadrater



Figur 12. Scenarier for netværk til bevarelse af biodiversitet i løvskov. Hvert kort viser de områder, der som minimum skal udpeges, for at alle 664 arter(i datasættet for løvskov) er repræsenteret mindst hhv. 1, 3 og 5 steder.

5.3.2 Truede arter

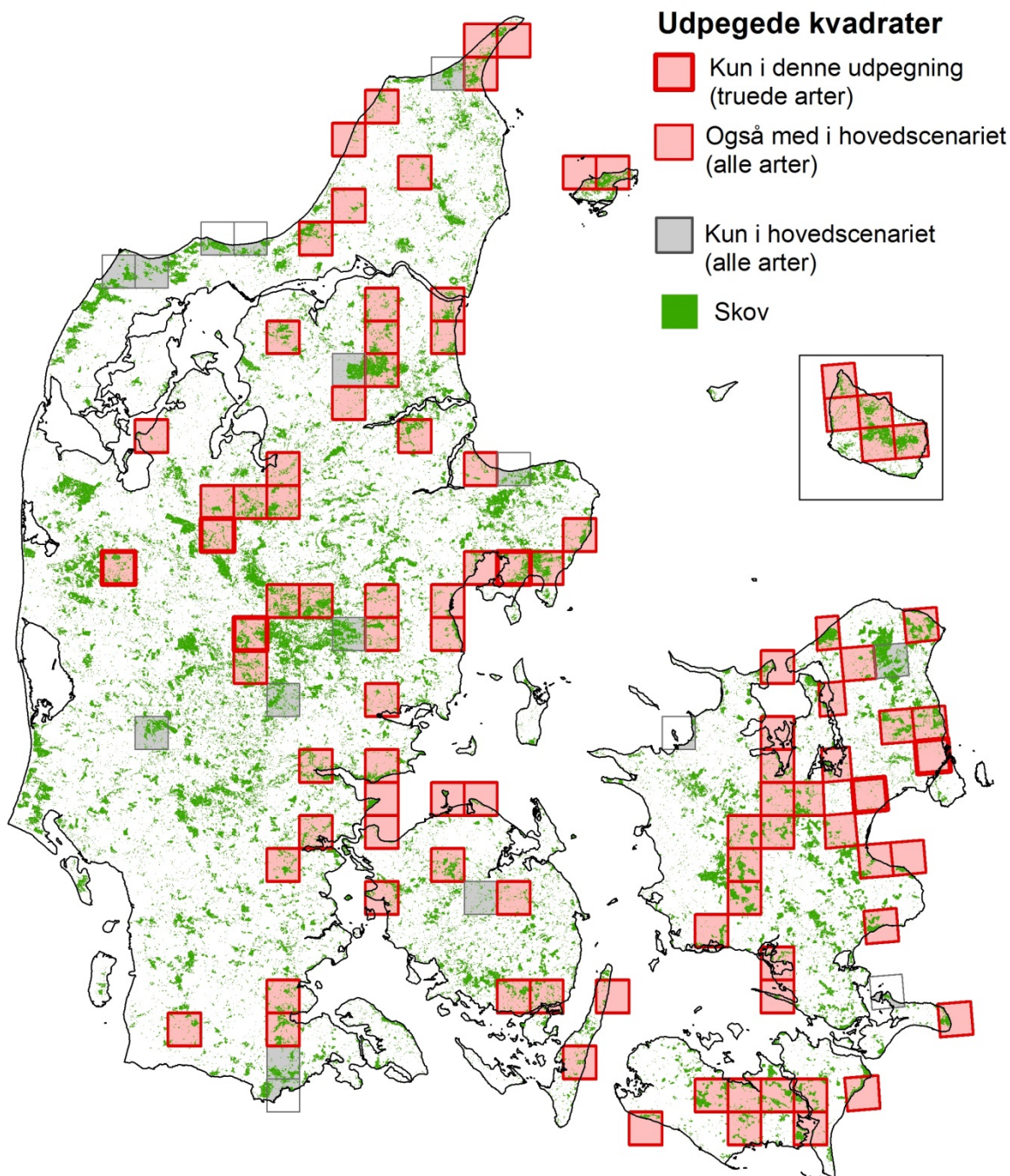
Hovedscenariet sigter mod at dække alle arter, både truede og ikke truede. I forhold til en overordnet målsætning om at forhindre tabet af arter kan der argumenteres for, at man i stedet bør fokusere indsatsen på de arter, der er vurderet som truede, dvs. arter i risiko for at uddø i Danmark. Hvad dette ville betyde for arealprioriteringen, undersøger vi i følgende scenarie, som alene sigter på at dække de 229 arter i datasættet for løvskov, der er listet som truede i den danske rødliste (Wind og Pihl 2004); igen med en målsætning om mindst tre repræsentationer og de øvrige antagelser fra hovedscenariet. I dette scenarie udpeges 68.600 ha skov fordelt over 96 kvadrater (Figur 13). Det kræver altså kun 9 % mindre areal at dække de 229 truede arter i forhold til de 664 arter i hovedscenariet. Tilsvarende er arealomkostningen ved at inkludere alle arter forholdsmeæssigt lille. Omvendt, så dækker netværket baseret alene på truede arter i praksis også de fleste af de 435 ikke-truede arter. Kun to af disse findes slet ikke i netværket, og 16 arter er kun repræsenteret én eller to gange, selvom de findes flere steder. I sagens natur vil arterne dog generelt være repræsenteret færre steder i dette mindre netværk sammenlignet med det større fra hovedscenariet.

Geografisk fordeler netværket for de truede arter sig grundlæggende som i hovedscenariet (Figur 13). De fleste kvadrater indgår i begge scenarier, og kun i det nordvestlige Jylland (Thy og Hanherred) udpeges tydeligt mindre skov på basis af de truede arter alene.

Samlet set viser dette scenarie, at en indsats for hele den skovlevende biodiversitet ikke er meget dyrere end en mere målrettet indsats kun for de truede arter. Det er interessant, fordi en strategi, der alene fokuserer på de truede arter, må betragtes som mere kortsigtet, fordi nogle af de resterende arter – og vi ved ikke hvilke – kan og vil blive truede på et senere tidspunkt, hvis der ikke gøres en indsats for dem også.

Prioritering af biodiversitetsnetværk i løvskov

Målsætning: Mindst tre repræsentationer af 229 truede skovarter



Figur 13. Netværk til bevarelse af biodiversitet i løvskov baseret på truede arter. Markeret med rødt er de 96 kvadrater, der som minimum skal udpeges for at dække alle 229 truede arter mindst tre steder. Til sammenligning er angivet, hvilke kvadrater der blev udpeget i hovedscenariet. Bemærk: Grøn signatur viser al skov i Danmark, hvoraf kun en del udpeges i de prioriterede netværk. (Se tekst for yderligere forklaring).

5.3.3 Statsskov

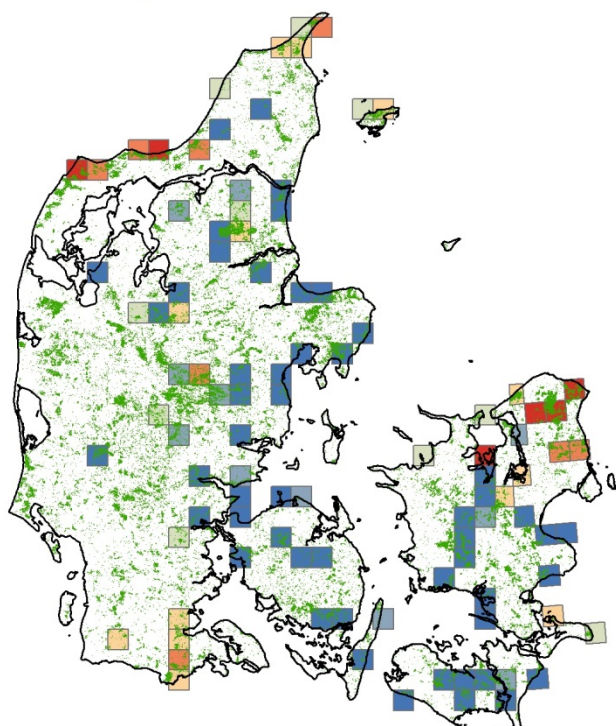
I forhold til implementering af indsatsen er det relevant at se på, hvor meget statsskov der er i det udpegede biodiversitetsnetværk, fordi det her kan være politisk nemmere at gennemføre de nødvendige tiltag. I hovedscenariet udgør andelen af statsskov i de udpegede skovkvadrater samlet set 26 % mod 18 % for landet som helhed. Dette er beregnet for al skov i kvadraterne; dvs. både løv- og nåleskov, uden hensyn til, at der hovedsageligt udpeges løvskov. Betragtes kun det udpegede areal på 75.000 ha, udgøres ca. 29 % af statsskov. Statsskoven i netværket er imidlertid meget ujævnt geografisk fordelt (Figur 14). Kun i 14 af de 105 kvadrater udgør statsskov mere end 70 % af det udpegede areal, og i kun seks af disse kvadrater er det over 90 %. Disse kvadrater ligger især i Nordvestjylland og i Nordsjælland. I resten af landet er andelen af statsskov lav i de prioriterede kvadrater.

Af de 75.000 ha skov udpeget i hovedscenariet udgør statsskov ca. 22.000 ha svarende til 20 % af statsskovenes samlede areal. Det betyder omvendt også, at der udpeges mindst 53.000 ha skov uden for statsskoven. Det svarer til 11 % af landets resterende skovareal, hvoraf ca. 90 % er privat ejet (herunder private fonde), mens resten tilhører kommunerne, forsvaret eller folkekirken.

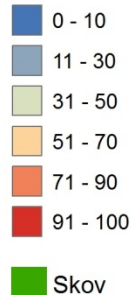
I både ovenstående og nedenstående beregninger er der taget højde for fordelingen af løv- og nåleskov i de udpegede arealer og i statsskoven. Det er samtidig antaget, at al statsejet løvskov i et kvadrat kan indgå i det udpegede areal, og at det prioriteres først.

Hvis man ønsker at prioritere statsskov over privatejet skov i denne sammenhæng, er det relevant at vide, hvor meget af biodiversiteten der rent faktisk kan dækkes i statsskov, og hvor meget statsskov det kræver at optimere indsatsen kun dér. Disse spørgsmål kan ikke besvares direkte ud fra vores data, fordi der ikke er præcis information om, hvor i skovene inden for de enkelte kvadrater arterne befinder sig, og dermed heller ikke, hvilke der rent faktisk findes i statsskoven. De følgende scenarier giver dog et fingerpeg. Scenarierne er baseret på prioriteringsanalyser efter de hidtidige principper, men hvor kun kvadrater med forholdsvis meget statsskov indgår i prioriteringsgrundlaget, udvalgt efter forskellige kriterier. I de to første scenarier indgår alle kvadrater, hvor statsskov udgør mindst hhv. 70 % og 50 % af udpegningsarealet defineret som hidtil. Samtidig sættes 50 ha statsejet løvskov som et minimumskriterie for at lade et kvadrat indgå. I de to næste scenarier indgår alle kvadrater med hhv. mindst 100 og mindst 300 ha statsejet løvskov, uden hensyn til udpegningsarealet. I alle fire scenarier videreføres målsætningen om mindst tre repræsentationer af alle arter, men i sagens natur kun arter, som findes i de kvadrater, der indgår i de enkelte analyser.

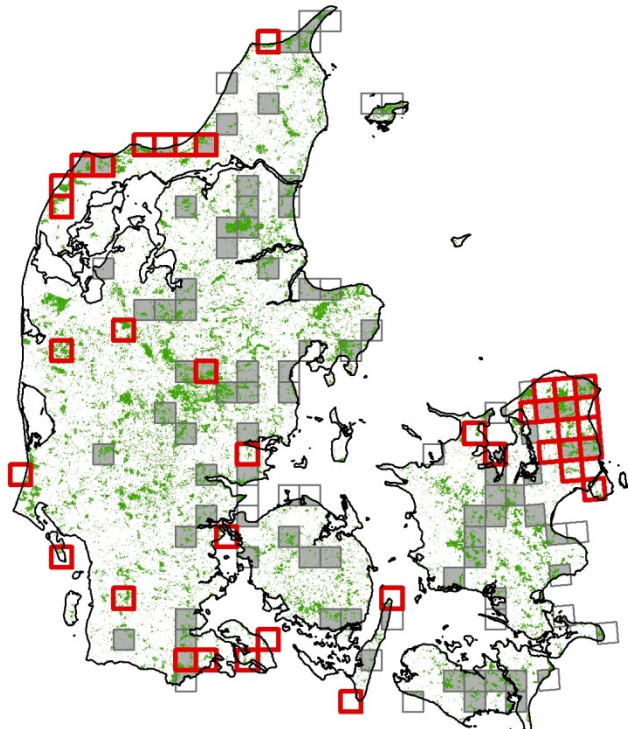
Prioritering af løvskov. Hovedscenariet



Andel statsskov i udpeget areal (%)

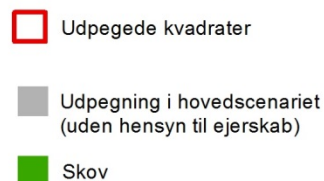


Prioritering af biodiversitetsnetværk i statsskov



Målsætning:

Mindst tre repræsentationer
af 559 arter i statsejet løvskov



Figur 14. Prioritering af et biodiversitetsnetværk i statsskov. Øverst netværket i hovedscenariet med angivelse af, hvor stor en del af det udpegede areal som kan dækkes af statsskov. Nederst et scenarie med en målsætning om at øge dækningen af biodiversitet i statsskov (første scenarie i Tabel 4). (Se i øvrigt tekst).

De nævnte kriterier er summeret øverst i Tabel 4. Her fremgår det også, at mellem 44 og 104 kvadrater indgår i de respektive scenarier, og at disse kvadrater huser 559-625 af de 664 arter i datasættet. Af resultaterne (også Tabel 4) fremgår det, at 66-83 % af de 664 arter kan repræsenteres mindst tre gange i de prioriterede "statsskovskvadrater", alt efter scenarie.

Tabel 4. Potentiel udpegning af biodiversitetsnetværk og dækning af arter i statsskov. Tabellen viser resultaterne af en række scenarier, der sigter på at dække flest mulige arter i statsskov. Målsætningen for prioriteringen er, at flest mulige arter skal repræsenteres mindst tre steder (se i øvrigt tekst).

Kriterier for, at kvadrater indgår i analysen	Scenarier				Hovedscenariet
	> 70 %	> 50 %	> 0 % (Ingen krav)	> 0 % (Ingen krav)	
Mindste andel af statsskov i udpegning (jf. hovedscenariet)					
Mindste areal af statsejet løvskov	> 50 ha	> 50 ha	> 300 ha	> 100 ha	
Antal kvadrater til rådighed for prioritering	51	84	44	104	632
Antal arter, som findes i disse kvadrater	559	587	575	625	664
Prioriterede kvadrater^{*1}					
Antal	39	56	39	64	105
Statsskov, andel af skovareal (%)	71	61	56	47	25
Statsskov, andel af løvskov (%)	74	62	62	46	21
Repræsentation af alle 664 arter^{*2}					
Andel repræsenteret mindst ét sted (%)	84	88	87	94	100
Andel repræsenteret mindst tre steder (%)	66	74	71	83	100
Udpegningsareal, jf. hovedscenariet^{*3}					
Udpeget skovareal (ha)	27.100	40.500	38.100	54.700	75.300
Heraf statsskov (ha)	24.200	31.800	29.600	33.300	21.800
Andel statsskov (%)	89	79	78	61	29
Udpegningsareal pr. kvadrat, median^{*3}					
Udpeget skovareal (ha)	529	559	806	757	588
Udpegning i statsskov (ha)	491	465	566	357	37

1) Disse resultater vedrører hele skovarealet i kvadraterne, uanset hvor meget der udpeges.

2) De 664 arter refererer til datasættet for arter i løvskov.

3) Disse resultater tager udgangspunkt i antagelserne for udpeget areal pr. kvadrat benyttet i hovedscenariet.

Ovennævnte tal skal holdes op imod, hvor meget statsskov der er i de udpegede netværk. Det er først opgjort for det samlede skovareal i de prioriterede kvadrater uden hensyn til, hvor meget areal der udpeges inden for disse (Tabel 4). Her fremgår det, at statsskov udgør 47-71 % af skovarealet eller 46-74 % af løvskoven, alt efter scenarie. Betragtes i stedet det udpegede skovareal, beregnet som i hovedscenariet, så udgør statsskov 61-89 %.

Andelen af statsskov i udpegningerne har forskellig betydning, alt efter hvordan statsskov prioriteres over privat. I første tilfælde antages det, at der udpeges skov i de prioriterede kvadrater ud fra antagelserne i hovedscenariet, uanset ejerskab. I så fald vil biodiversiteten i netværket principielt blive tilgodeset i samme grad arealmæssigt, og det vil ikke være afgørende, om arterne findes i statsskovene. Scenarierne sikrer blot, at der er en stor andel af statsskov i de resulterende netværk.

Antages det i stedet, at man kun udpeger statsskoven i de prioriterede kvadrater, forholder det sig anderledes. For det første bliver det afgørende, om de relevante arter rent faktisk findes i statsskoven. Det giver andelen af statsskov en indikation af sandsynligheden for. Det kan dog langt fra udelukkes, at nogle arter, herunder de sjældne og truede, kun findes i privat skov, selv i et kvadrat med stor andel af statsskov. Klart er det imidlertid, at der er en afvejning: Jo større andel af statsskov der er i de resulterende netværk, jo større er sandsynligheden for at finde arterne i statsskov, men jo mindre er netværkene (færre kvadrater), og jo færre arter kan potentielt dækkes af indsatsen – og vice versa. For det andet viser resultaterne, at såfremt man kun udpeger statsskov, vil det udpegede areal pr. kvadrat være mindre (median 375-566 ha pr. kvadrat mod 588 ha i hovedscenariet, Tabel 4). Arternes overlevelse vil dermed som udgangspunkt være dårligere sikret på lang sigt.

Scenariet i første kolonne i Tabel 4 dækker færrest arter, men til gengæld flest arter i forhold til det udpegede areal. Det har samtidig den største andel af statsskov og dermed størst sandsynlighed for, at arterne findes dér. På den baggrund må dette scenarie anses for det mest omkostningseffektive, hvis man ønsker at prioritere statsskov over privat skov. De prioriterede kvadrater i dette scenarium er vist på Figur 14. Her fremgår det, at selv hvis statsskov opprioriteres, ligger udpegningerne koncentreret i relativt få egne af landet.

I scenarierne udpeges der 24.200-33.300 ha statsskov. Det kan samtidig ses som en indikation af, hvor meget statsskov der ud fra en komplementaritetsbetragtning kan bidrage væsentligt til bevarelse af biodiversiteten. Det svarer til 22-31 % af det samlede statsskovaerial. Hvis man udpeger mere statsskov, vil indsatsen i stigende grad tilgodeset arter, som allerede er dækket, snarere end at bidrage til bevarelsen af yderligere arter.

Afslutningsvis skal det bemærkes, at hvis man vælger at opprioritere statsskov, som vist i ovenstående scenarier, så vil det samlede arealbehov være større, end hvis udpegningerne sker uden hensyn til ejerskab, såfremt biodiversiteten skal tilgodeses i samme omfang. Det skyldes grundlæggende, at der i givet fald skal udpeges flere statsejede skovområder for at tilgodeset flere arter dér og dermed flere områder samlet set for at opnå den samme dækning af arterne. Arternes udbredelse betyder desuden, at der, uanset hvad, skal lægges en betydelig indsats i områder, som p.t. ikke er statsejede. Det skal dog også bemærkes, at der i nogle af de prioriterede kvadrater med lav andel af statsskov (i hovedscenariet) er skove af stor vigtighed for biodiversiteten, som er ejet af f.eks. kommuner og private naturfonde. I disse skove kan

det på linje med statsskovene måske være politisk nemmere at gennemføre de nødvendige tiltag.

5.4 Prioritering af nåleskov. Scenarier og resultater

Prioriteringen af et netværk for biodiversitet, som er særligt tilknyttet nåleskov, foretages på basis af datasættet for særlige nåleskovsarter med 122 arter. Det skal bemærkes, at dette datasæt, som beskrevet i kapitel 4, i høj grad er domineret af svampe, hvorimod datasættet for løvskov i højere grad også repræsenterer dyr og planter. Vi analyserer to scenarier med følgende målsætninger:

- Hvor mange og hvilke kvadrater skal som minimum udpeges for at dække alle arter mindst to gange (og hvor stort et skovareal svarer dette til)?
- Hvor mange og hvilke yderligere kvadrater skal som minimum udpeges for at dække alle arter mindst tre gange (og hvor stort et skovareal svarer dette til)?

De to scenarier skal til sammen illustrere en mulig prioritering inden for det samlede netværk, som fremgår af Figur 15. Samlet set udpeges 45 kvadrater med i alt 46.000 ha nåleskov. Hvis målsætningen kun er to repræsentationer af alle arter, udpeges 32 kvadrater med i alt 31.000 ha nåleskov. Udpegningerne svarer til hhv. 15 % og 10 % af Danmarks nåleskov eller 8 % og 5 % af hele skovarealet. Hvis arealbehovet beregnes ud fra et alternativt arealscenarie med udpegning af kun halvdelen af nåleskoven og maksimalt 1.000 ha pr. kvadrat, bliver det samlede arealbehov 21.000 ha til mindst tre repræsentationer og 14.000 ha til mindst to repræsentationer. Det svarer til hhv. 7 % og 5 % af nåleskoven i Danmark eller hhv. 3,6 % og 2,4 % af hele skovarealet – eller mindre end 0,5 % af landarealet.

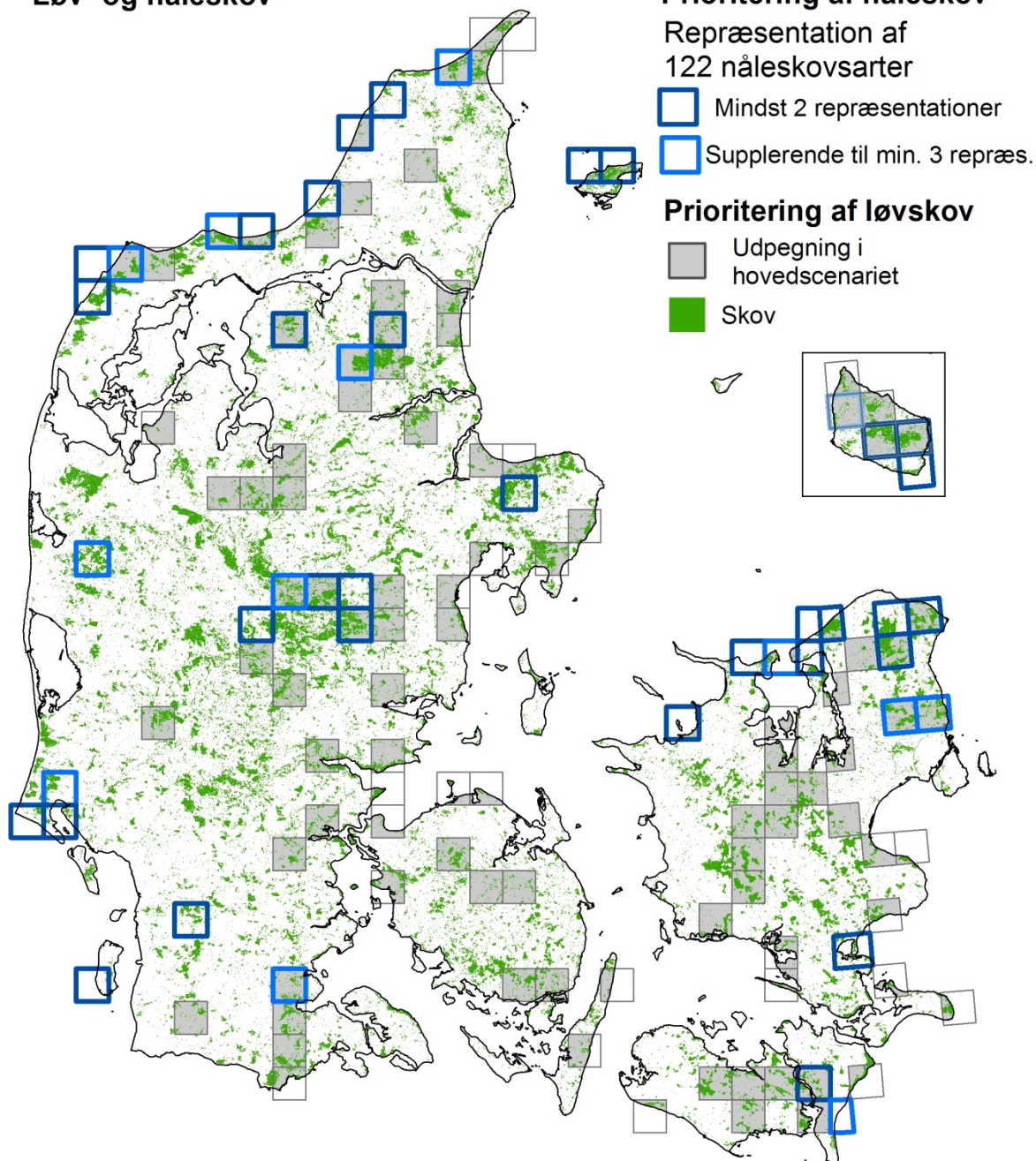
De fleste kvadrater, udpeget med henblik på bevarelse af biodiversitet i nåleskov, ligger samlet i større eller mindre klynger. Særligt iøjnefaldende er en strækning langs den jyske vestkyst gående fra Skagen til Thy samt områder i Midtjylland omkring Søhøjlandet, i Nordsjælland og på Bornholm. I de tre sidstnævnte områder er der betydeligt sammenfald med kvadrater udpeget i hovedscenariet for løvskov, hvilket også er tilfældet i Rold Skov. I alt er 21 af de 45 prioriterede kvadrater sammenfaldende med hovedscenariet for løvskov. I det sydlige Danmark udpeges kun ganske lidt nåleskov.

Af lokaliteter i de udpegede kvadrater med særlige biodiversitets- og naturmæssige værdier tilknyttet nåleskov kan umiddelbart nævnes Skagen Klitplantage, Rubjerg Knude, Nystrup Klitplantage, Hoverdal Plantage, Hårup Sande og Fejsø Plantage i Jylland, Tisvilde Hegn og Rågård Mose i Nordsjælland samt Dueodde på Bornholm. En stor del af udpegede kvadrater i dette scenarie ligger således i områder med et stort indslag af gamle klit- og hedeplantager, hvor der stedvist kan findes en betydelig biodiversitet.

En del truede arter findes i de gamle urørte klitplantager, og vil have gavn af urørt (nåle-)skov som tiltag. I forhold til arterne i løvskov er det dog mere usikkert, hvor mange arter dette gæl-

der for. En betydelig del af de truede nåleskovsarter knyttet til meget fattig jordbund og ren luft, og vurderes at være mest truet af eutrofiering.

Prioritering af biodiversitetsnetværk i skov. Løv- og nåleskov



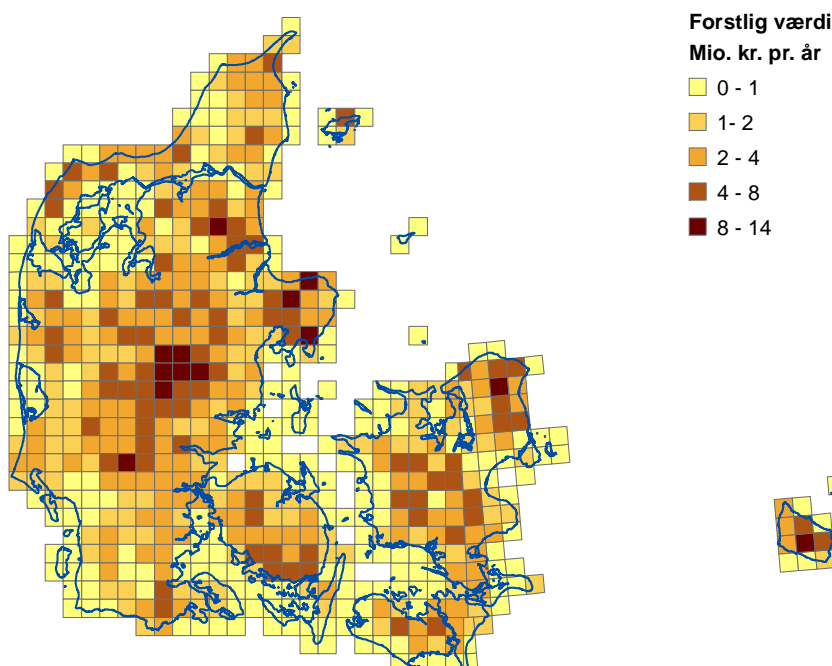
Figur 15. Netværk til bevarelse af biodiversitet i skov. Nåleskov: Lyseblå markering viser de kvadrater, der som minimum skal udpeges for at dække alle 122 nåleskovsarter mindst to steder. Mørkeblå viser de supplerende kvadrater, som kræves for at dække arterne mindst tre steder. Løvskov: Grå markering viser netværket udpeget i hovedscenariet for løvskov. (Se i øvrigt tekst).

6 Data 2: Andre økosystemtjenester end biodiversitet

6.1 Træproduktion og forstlig værdi

Dette afsnit giver et overblik over indtægten fra træproduktionen i form af dækningsbidraget ved at drive skov på forskellige lokaliteter i Danmark og den deraf afledte værdi for samfundet, som i denne rapport også benævnes den forstlige værdi. Indtægten er beregnet ud fra jordværdier, der repræsenterer et areals økonomiske potentiale før plantning i form af diskonterede netto-betalingsstrømme. Ved brug af den gennemsnitlige aldersfordeling for forskellige træarter er jordværdierne omregnet til venteværdier, der er et udtryk for den diskonterede værdi af den fremtidige økonomiske indtjening givet bevoksningens alder, hvor en moden bevoksning, der snart skal afdrives, alt andet lige har en højere værdi end en netop tilplantet kultur. Venteværdierne er derefter omregnet til annuiserede årlige indtægter.

De årlige indtægter er beregnet til 1.816-2.970 kr. pr. ha for rødgran som estimat for nåletræsarealer og en årlig indtægt i intervallet 1.525-2.170 kr. pr. ha for bøg som estimat for løvskovsarealer, afhængig af bonitet. Disse estimater er relateret til arealet af hhv. nål og løv i de enkelte kvadrater og er afbildet herunder i Figur 16. Indtægterne anvendes her som et udtryk for den marginale indtjening ved at etablere den enkelte, ekstra hektar skov eller omkostningen ved at henlægge den enkelte, ekstra hektar skov som urørt. Det er således forudsat at de faste omkostninger til f.eks. administration, anlæggelse og vedligeholdelse af veje etc. er uændrede, ligesom der ikke er taget eventuelle øgede indtægter fra andre aktiviteter med ved omlægning af skovdriften til f.eks. urørt skov med i beregningen.



Figur 16: Forstlig værdi af danske skove.

6.1.1 Datakilder og beregningsforudsætninger

Jordværdien (netto-nutidsværdien i år nul) af en skov med en bestemt træart og alder er givet ved:

$$Jordværdi = \frac{\sum_{t=1}^T (p'_t * q_t - c_t)^{-t}}{1 - (1 + r)^{-T}} \quad (6.1)$$

Hvor p_t er en vektor med netto-på-rod-prisen på tømmer, brænde og andre træprodukter, q_t en vektor, der beskriver mængden af de forskellige typer af træprodukter, der hugges og afsættes i år t , c_t er øvrige arealrelaterede omkostninger i år t , T beskriver omdriftsalderen, og r er diskonteringsrenten.

Skovøkonomisk Tabelværk (Dansk Skovforening, 2003) indeholder empirisk baserede oplysninger om sortimentsudfald for skovet træ, dvs. fordelingen af tømmer, brænde m.m., baseret på diameterstørrelsen af de skovede træer. Disse oplysninger er anvendt som redskab til at estimere sortimentsudfaldet til forskellige størrelsesklasser af produkter, dvs. tømmer af varierende diameterstørrelse. Som beregningsforudsætning for jordværdien er der på omkostnings-siden anvendt omkostninger fra *Skovøkonomisk Tabelværk*, som er fremskrevet til 2013 med 2 % p.a. Modellens omkostninger dækker omkostninger til etablering af den enkelte bevoksning, f.eks. udgifter til planter, arbejds løn, hegning samt de løbende omkostninger relateret til skovdriften, herunder udgifter ved udrensning af ikke salgbare effekter i bevoksningen. Ved fældning af salgbart tømmer indregnes, foruden omkostningen til selve fældningen, også transport af tømmeret til nærmeste vej. Der er tale om marginale opgørelser af indtægterne ved at drive én ekstra hektar skov, og derfor er der ingen faste omkostninger inkluderet i opgørelsen. På prissiden mht. træprodukter er der for symmetriens skyld anvendt priser fra *Skovøkonomisk Tabelværk* fremskrevet til 2013 med 2 % p.a.

Jordværdien afspejler også variationen i træarter og vækstforhold. Der er anvendt modeller for træarterne bøg og rødgran som estimat for hhv. løv- og nåletræsarter i Danmark. Ved anvendelse af empirisk baserede produktionsmodeller i softwaren VIDAR (Nord-Larsen m.fl. 2009) er der opstillet lokalt tilpassede produktionsoversigter for 10 vækstregioner i Danmark baseret på produktionsklasse som udtryk for arealets bonitet (se kort i Bilag B). De anvendte produktionsklasser er estimeret af IGN (Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet) på basis af data fra den nationale skovstatistik (NFI) (Nord-Larsen, personlig oplysning). Produktionsoversigterne er dannet under antagelsen, at vedmasse større end 7 cm i diameter er salgbart.

Den økonomisk optimale omdriftsalder er bestemt ved optimering af jordværdien, og den påvirkes af boniteten og varierer derfor en smule geografisk. For bøg er de optimale omdriftsaldre beregnet til 120-130 år, og for rødgran er de 70-80 år.

De beregnede jordværdier er omregnet til venteværdier ved anvendelse af en gennemsnitlig aldersklassedeling på nationalt niveau baseret på NFI-data (Nord-Larsen m.fl. 2014). Ideelt set burde disse have været omregnet ved brug af aldersklassedelingen, der fulgte samme vækstregioner som produktionsklasserne, men disse aldersklasser har desværre ikke kunnet fremskaffes.

For bølgebevoksninger antages det, at 50 % af bølgearealerne dyrkes som selvforyngelse, hvilket påvirker etableringsomkostningerne. Den nøjagtige udbredelse af selvforyngelse kendes ikke, men her anvendes samme arealandel som i De Økonomiske Råd (2012b).

For rødgran antages en mulig stormfaldsrisiko på 4 % pr. år for bevoksninger med højde over 15 meter (Thorsen og Strange 2003).

Beregningen af den samlede venteværdi (både løv- og nåleskov) for de enkelte kvadrater baseres på træartsfordeling i kvadraterne beskrevet ovenfor i afsnit 4.2.

6.1.2 Nettofaktoravgift

Jordværdier m.m. tager udgangspunkt i budgetøkonomiske omkostninger og indtægter opgjort i faktorpriser, som afspejler de priser, som virksomheder køber og sælger til, dvs. rensat for moms, afgifter og subsidier. Samfundsøkonomiske omkostninger og indtægter opgøres derimod i forbrugerpriser, der indeholder afgifter og subsidier. For at sikre sammenlignelighed konverteres de budgetøkonomiske beregninger til forbrugerpriser ved at gange disse med en såkaldt nettoafgiftsfaktor, som p.t. udgør 1,35. Denne er opgjort som tilnærmet udtryk for forholdet mellem bruttonationalproduktet BNP og bruttofaktorindkomsten BFI.

6.1.3 Diskonteringsrenten 3 %

Skovbrugserhvervet er i særlig grad påvirket af, at der er lang tid mellem de omkostningstunge aktiviteter (etablering af bevoksning m.m.) og de store indtægtsgivende aktiviteter (salg af skovet træ), og nettoindtjeningen varierer derfor betydeligt mellem de enkelte år gennem en forholdsvis lang omdrift. Derfor omregnes venteværdien til den årlige indtægt pr. hektar ved at benytte en diskonteringsrente på 3 %, som er den langsigtede ækvivalent til den anbefalede samfundsøkonomiske rentetrappe til miljøprojekter med lange tidshorisonter (Finansministeriet 2013) og i øvrigt svarer til samme rente, som anvendtes af Petersen m.fl. (2012). Eksisterende analyser af privatskovbrugets afkastkrav herhjemme og i udlandet finder, at privatskovbrugets afkastkrav ligger mellem 0 og 3 % (Thorsen 2010, Lundgren 2005).

6.1.4 Alternativomkostning ved ophør af skovdrift

Omkostningen ved at stoppe skovdriften på et areal er beregnet som alternativomkostningen, hvilket beskriver værdien af den økonomisk (bedste) alternative anvendelse af en bestemt ressource – relativt til den anvendelse, der er i fokus. Med andre ord udtrykker alternativom-

kostningen, hvad der mistes af indtægter ved at opgive den forstlige drift. Den samfundsøkonomiske alternativomkostning relateret til træproduktionen er opgjort som bevoksningens venteværdi, dvs. værdien af den stående bevoksning samt værdien af den fremtidige drift diskonteret til i dag, jf. ovenstående beskrivelser, reguleret med nettofaktorafgiften.

6.2 Kulstof

Kulstof udgør 50 % af den levende vedmasse (Thomas og Martin 2012), og dertil kommer en betydelige kulstofpulje i jorden (Zhou m.fl. 2006, Keith m.fl. 2010). Skovene i Danmark repræsenterer således et væsentligt lager af kulstof. Den rumlige udbredelse afhænger blandt andet af boniteten og dræningsforhold på de enkelte jorder og af bevoksningens alder på den enkelte lokalitet. Dette lager ændres i takt med ændringer i dræningsforhold, ved at træerne vokser, og når tømmer og andre produkter udtages fra skovene.

Ligesom ved beregningen af det økonomiske potentiale for skovene i Danmark er der ved kulstofberegningen anvendt træarterne bøg og rødgran som repræsentant for hhv. løv- og nåletræsbevoksninger. Der er estimeret både stående kulstoflager og årlig kulstofoptagelse ved anvendelse af produktionsoversigter baseret på vækstmodeller i softwaren VIDAR (Nord-Larsen m.fl. 2009).

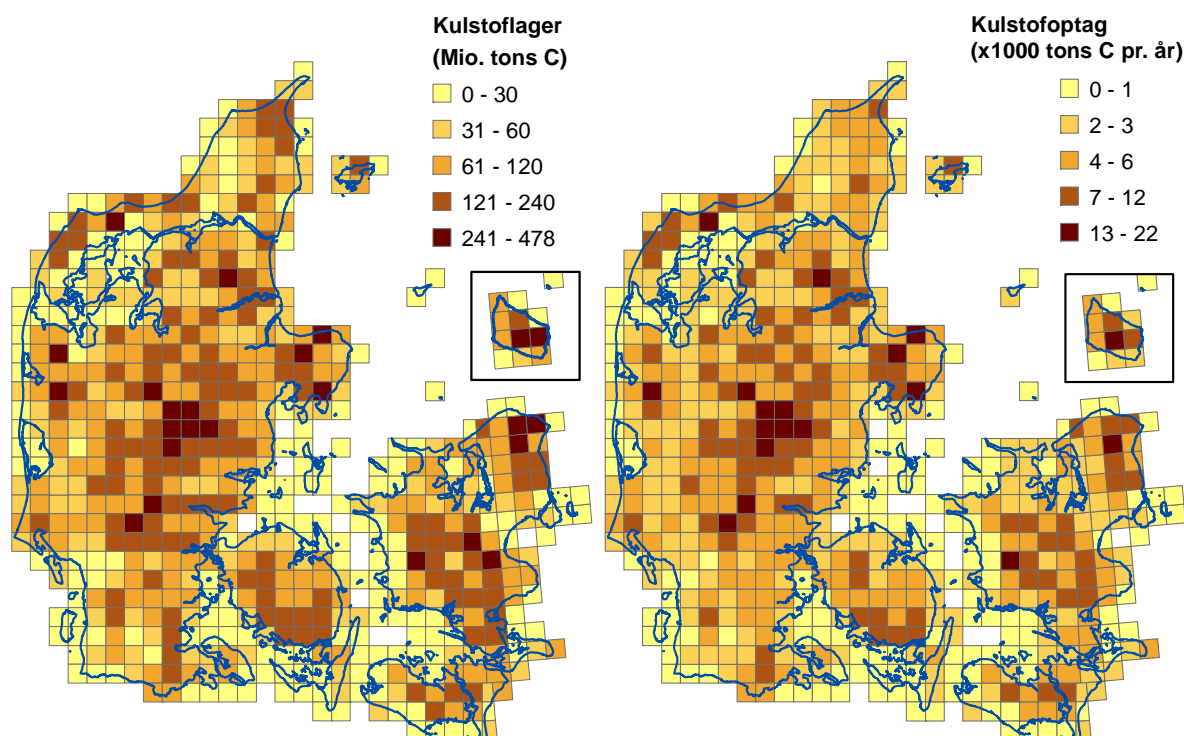
Den rumlige fordeling af skovenes samlede kulstoflager kan ses herunder på Figur 17. Kulstoflageret, inklusive indholdet i skovjordens øverste lag, O-horisonten, er estimeret til ca. 82 ton C/ha for nåleskov og ca. 93 ton C/ha for løvskov. Det samlede kulstoflager i skovenes levende vedmasse, dvs. inkl. grene og rødder, men uden O-horisonten, er opgjort til knap 43 mio. ton kulstof. I Danmarks skovstatistik opgøres det tilsvarende lager til ca. 38 mio. ton kulstof (Nord-Larsen m.fl. 2014), og forskellen skyldes sandsynligvis, at der er arealer, som drives mindre intensivt end de her anvendte tilvækstmodeller forudsætter. Figur 17 viser det næste års kulstofoptagelse i de danske skove, som er estimeret til ca. 5 ton/ha for nål og ca. 4 ton/ha for løv i gennemsnit. Forskellen for både kulstoflager og optag mellem de to skovtyper er relativ lille, og Figur 17 herunder afspejler derfor også primært udbredelsen af skov i Danmark.

6.2.1 Kulstoflager

Det stående kulstoflager (carbon, C) i tons pr. ha er beregnet ved anvendelse af følgende formel:

$$C_j = \sum_t^T A_{jt} V_{jt} \times E_j \times D_j \times 0,5 \quad (6.2)$$

Udtrykket A angiver den relative andel af skovareal for træart j til alderen t , V angiver den stående vedmasse til tiden t i m^3 pr. ha, E er en ekspansionsfaktor tilknyttet træart j , og D er træartens densitet (vægtfylde).



Figur 17: Kulstoflager og kulstofoptag i danske skove.

Beregningerne af kulstof tager afsæt i produktionsoversigter, som i dette tilfælde er opstillet for den totale vedmasse uden aflægningsgrænse, dvs. hvor selv de helt små diameterstørrelser indgår. De er beregnet for de 10 vækstregioner i Danmark baseret på produktionsklasser estimeret af IGN på basis af NFI-data (Nord-Larsen, personlig oplysning). Givet antagelser om hugst, bonitet m.m. kan produktionsoversigterne estimere den stående vedmasse i m^3 pr. ha på et givent tidspunkt i en bevoksnings alder (V). Denne stående vedmasse til et givent tidspunkt er vægtet med den gennemsnitlige aldersfordeling af hhv. nål og løv i hele Danmark, jf. opgørelsen i *Danmarks Skove og Plantager 2012* (Nord-Larsen m.fl. 2013).

Produktionsoversigterne estimerer kun den del af vedmassen, der er over jorden. Ved at benytte en ekspansionsfaktor (E), som ganges på den aldersvægtede vedmasse, kan man estimere en vedmasse for hele træet, dvs. også de underjordiske dele. For nål anvendes ekspansionsfaktoren for rødgran på 1,5, og for løvtræer benyttes ekspansionsfaktoren for bøg på 1,2 (Skovsgaard m.fl. 2011, Skovsgaard og Nord-Larsen 2012).

Hele træets vedmasse kan nu omregnes til biomasse, defineret som tørstofvægten af træets vedmasse målt i tons, ved at anvende den enkelte træarts specifikke densitet. Igen anvendes rødgran og bøg som estimerer for nål og løv med densitet (D) på hhv. 0,38 og 0,56.

Kulstofindholdet i biomasse fra træ varierer over træart og region (se f.eks. Thomas og Martin 2012), men sædvanligvis antages det, at ca. halvdelen af biomassen udgøres af kulstof. Derfor

ganges den estimerede biomasse pr. ha med en faktor 0,5 for at finde det samlede kulstofindhold i den stående vedmasse pr. ha i en alders- og træartsvægtet skov.

Kulstoflageret i skovjorden består af et organisk lag øverst bestående af delvist omsatte kviste, rødder, blade m.m. beliggende i den såkaldte O-horisont samt kulstof i de underliggende jordlag. Der eksisterer god viden om lageret af kulstof i O-horisonten og især den generelle forskel mellem løv og nål (Vesterdal og Raulund-Rasmussen 1998, Vesterdal m.fl. 2008). Denne er medtaget som en konstant faktor svarende til 8 tons C/ha for løvskov og 22 tons C/ha for nåleskov (Vesterdal m.fl. upubliceret).

6.2.2 Det samlede kulstofindhold

Kulstoflageret i skovjorden under O-horisonten (typisk mineraljord, men kan være tørv) er også betydeligt og typisk større end O-horisontens, men det er meget variabelt og langt svære at estimere. Blandt andet er kulstofindholdet væsentligt større i vandlidende jorder end i tørre, men sammenhængen er ikke velbeskrevet, og samtidig findes der ikke gode landsdækkende data på vandforhold, herunder dræning i skovjorde. Samtidig kan der også frigøres en betydelig mængde af det organiske kulstof, der er bundet i jorden i forbindelse med drift og især skovning ved renafrifter (f.eks. Nave m.fl. 2010). Derfor medtages kulstoflageret under O-horisonten ikke i denne opgørelse. Det totale kulstofindhold pr. ha skovjord er således beregnet for hhv. nål og løv som summen af det samlede kulstofindhold i den stående vedmasse (inklusive rødder) og lageret af kulstof i O-horisonten. For hvert kvadrat i kvadratnettet er det totale kulstoflager beregnet ved at gange kulstofindholdet pr. ha for hhv. nål og løv med de relevante arealer af de to skovtyper (jf. afsnit 4.2).

6.2.3 Kulstofoptag

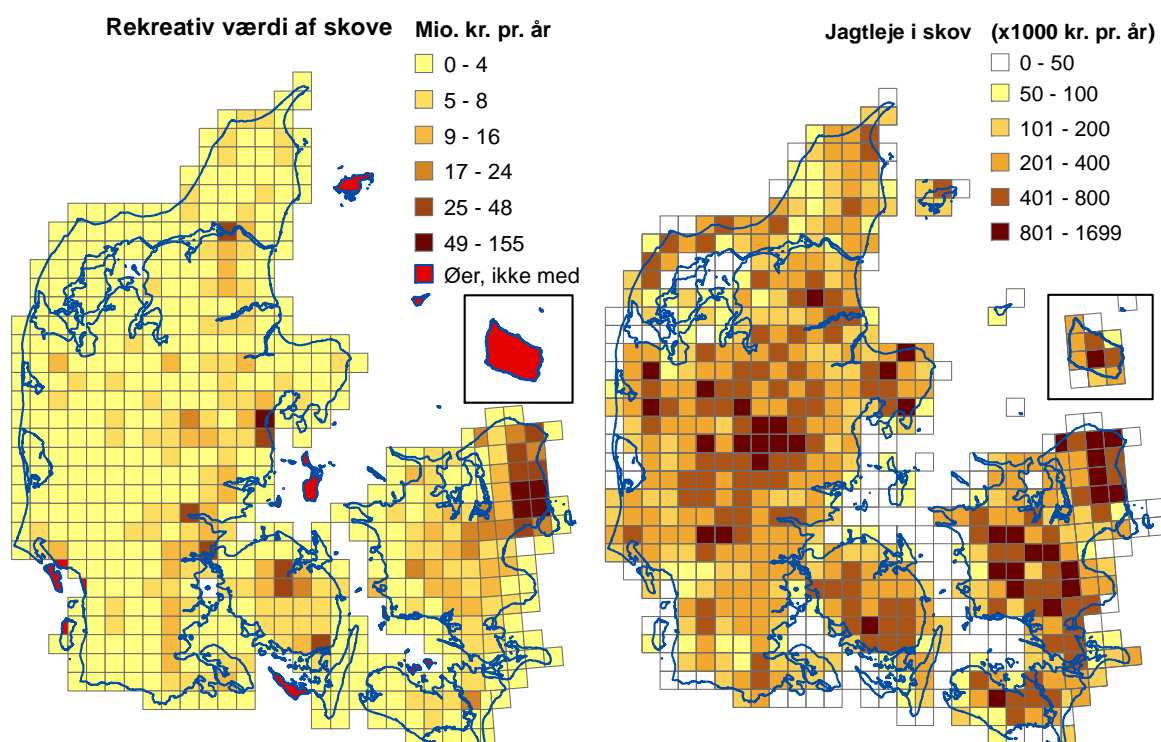
Estimatet for det årlige kulstofoptag følger samme beregning som angivet ovenfor i formel (6.2), hvor V nu er et udtryk for bevoksningens årlige volumentilvækst til tiden (året) t målt som m^3 pr. ha. Bevoksningens årlige volumentilvækst er estimeret fra samme produktionsoversigter som anvendt til opgørelse af kulstoflageret, dvs. uden aflægningsgrænse for hver af de 10 vækstregioner. Alders- og træartsvægtningen er foretaget med tal for den landsgennemsnitlige alder for hhv. rødgran og bøg i 2012, og det beregnede marginale kulstofoptag for det samlede skovareal svarer således til et estimeret optag i året efter aldersmålingen.

6.3 Friluftsliv, rekreativ værdi

Friluftsliv i danske skove har været genstand for en række forskellige undersøgelser over en længere periode. I projektet Skov og Folk (Koch 1980), som blev gentaget i 90'erne (Jensen 2003), blev der især sat fokus på rekreation i skovene. De danske skove har uden tvivl en høj rekreativ værdi for den danske befolkning, hvilket de mere end 70 mio. årlige skovbesøg vidner om (Jensen 2012). Det ligger implicit i den rekreative værdi, at der her er tale om en værdi, som folk opnår ved at bruge skoven på den ene eller den anden måde. Rekreation kan defineres som en fritidsaktivitet, hvor folk bruger deres tid på at være i og opleve naturen på en

eller flere måder, såsom at gå tur, cykle, ride, motionere, plukke svampe, studere dyr og planter osv. I nærværende rapport præsenterer vi to forskellige mål for den rekreative værdi: et, der tager den generelle befolknings værdi af naturen som udflugtsmål i betragtning, og et, der tager en mere specifik udnyttelse af skovene i betragtning, nemlig den jagtmæssige værdi.

Kortet i Figur 18 herunder viser tydeligt, at den generelle rekreative værdi af skove i altovervejende grad er drevet af befolkningstæthed. Variationen i jagtlejen pr. ha afspejler i høj grad andelen af skov i de enkelte kvadrater



Figur 18: Den rekreative og jagtmæssige værdi af danske skove.

6.3.1 Skovenes værdi som udflugtsmål for den danske befolkning

I forhold til den rekreative værdi tager vi udgangspunkt i et rejseomkostningsstudie lavet af De Økonomiske Råd i forbindelse med deres årlige miljøøkonomiske rapport (De Økonomiske Råd 2014). Studiet omfatter befolkningens rekreative brug af alle slags naturområder i Danmark og tager derfor i betragtning, at når et individ vælger at tage en tur i skoven, har individet givetvis overvejet en række alternative muligheder (substitutionsmuligheder) i form af f.eks. en tur til stranden eller til et andet naturområde. Rejseomkostningstilgangen hviler på den antagelse, at når et individ besøger et rekreativt område, så er nytten ved at besøge området mindst lige så stor som ulempen ved at skulle betale de rejseomkostninger, som individet har afholdt i forbindelse med besøget. Med andre ord kan man sige, at rekreationsoplevelsen som minimum har en værdi svarende til de omkostninger, der er forbundet med at besøge stedet. Metoden leverer således et konservativt estimat for værdien, ikke mindst fordi det må formodes, at folk, der bruger naturområder meget, vil have tendens til at flytte nærmere på

naturen og på den måde minimere deres rejseomkostning én gang for alle. Metoden er baseret på information om de faktiske valg af rekreationsudflugter, som folk har truffet, tilvejebragt af folk selv.

Studiet fra De Økonomiske Råd (2014) benytter en såkaldt multi-site choice-model, hvor de på baggrund af svar fra 2.500 respondenter har opgjort, hvor disse respondenter senest har været på tur i naturen kombineret med oplysninger om, hvor mange ture den enkelte har taget inden for det seneste år. Metodens styrke afhænger bl.a. af, om den er baseret på observerede eller oplyste valg, hvor den ved sidstnævnte er afhængig af, at respondenterne har haft evne, f.eks. hukommelse, og vilje til at oplyse korrekte informationer. Ved hjælp af GIS-analyser er de mulige substitutter for den enkelte respondent (dvs. alternative turmål) derefter beregnet sammen med køreafstanden fra respondentens bopæl til de enkelte områder. Afstanden er anvendt til at beregne rejseomkostningen.

De Økonomiske Råds undersøgelse viser, at nærhed til tætbefolkede områder er af afgørende betydning for brugsværdien af rekreative områder. Derudover har forskelle i områders karakteristika også betydning for værdien, herunder er skovbevoksede områder mere værdifulde end områder uden, og statsejet skov har generelt en højere rekreativ værdi end private skove.

De Økonomiske Råds undersøgelse har dog også nogle svagheder, som man skal have i mente, når man kigger på resultaterne. Rekreative udflugter til ikke-brofaste danske øer er ikke inkluderet i undersøgelsen, ligesom udflugter på mere end 100 km afstand heller ikke er medtaget. Det betyder, at større danske naturområder af høj kvalitet, som besøgende måske typisk rejser længere for at besøge, ikke tæller med i undersøgelsen. Disse ture udgør en ret lille andel af de registrerede besøg, men omvendt er den involverede rejseomkostning meget højere. Derudover har undersøgelsen ikke haft datagrundlag til at vurdere præcist, hvordan naturkvaliteten i en biodiversitetssammenhæng påvirker værdien og mængden af besøg til et område. Det begrænser dens mulighed for at sige noget om den rekreative betydning af tiltag som f.eks. urørt skov. Samtidig afdækker undersøgelsen kun, hvad den danske befolkning efterspørger af naturområder i Danmark, og derfor er udenlandske turistbesøg i Danmark og den værdi, som turister tillægger et område, ikke reflekteret i resultaterne. Endvidere er naturområder under 50 ha uden for byerne ej heller medtaget i undersøgelsen. Afstands begrænsningen og begrænsningen til danske rekreative udflugter er en mulig årsag – ud over afstanden til tætbefolkede områder – til, at rekreative hotspots som f.eks. Møns Klint eller mange naturområder langs den jyske vestkyst ikke fremstår med særlig væsentlig værdi i Figur 18.

Som nævnt vedrører undersøgelsen fra De Økonomiske Råd mange slags naturområder i Danmark, men i nærværende analyse er vi kun interesseret i at kortlægge skovenes værdi, under hensyntagen til de mulige substitutionsmuligheder for en udflugt i naturen. Værdierne relateret til de enkelte rekreative områder fra undersøgelsen er vha. en overlay-procedure i GIS overført til de enkelte skovpolygoner, som vi benytter i nærværende studie. I samme om-

bæring er alle områder uden værdi i studiet fra De Økonomiske Råd eller uden skovpolygoner fjernet. Gennem en enkel interpolationsmetode (Inverse Distance Weighting) er der fra centerpunkter i hver polygon tildelt værdier til de skovpolygoner, som ikke var omfattet af De Økonomiske Råds undersøgelse. Ræsonnementet for at gøre dette bygger på en antagelse om, at skovområder i nærheden af hinanden vil have værdier i samme størrelsesorden, dog påvirket af afstanden. Endelig er skovpolygonerne klippet og summeret over det landsækkende kvadratnet, som benyttes gennemgående i dette studie.

6.3.2 Den jagtmæssige rekreative værdi

Der er en stor interesse for at gå på jagt i Danmark, og i 2014 findes ca. 177.000 registrerede jagttegnslødere. Jagtlejen, som den enkelte jæger betaler for at benytte et skovareal til jagt, afspejler den rekreative værdi, som jægeren opnår ved den pågældende skov. Jagt som rekreativ udfoldelse adskiller sig fra mange af de andre rekreative aktiviteter i skoven, f.eks. ridning, mountainbiking eller blot almindelige gåture, ved at den ikke kan udføres, uden at jægeren har jagtretten i skoven, enten gennem leje eller ved at eje arealet. Så selvom jægerne udgør en forholdsvis lille andel af befolkningen, repræsenterer denne gruppe et ekstra element i den rekreative værdi for skovene, som ikke er ubetydelig.

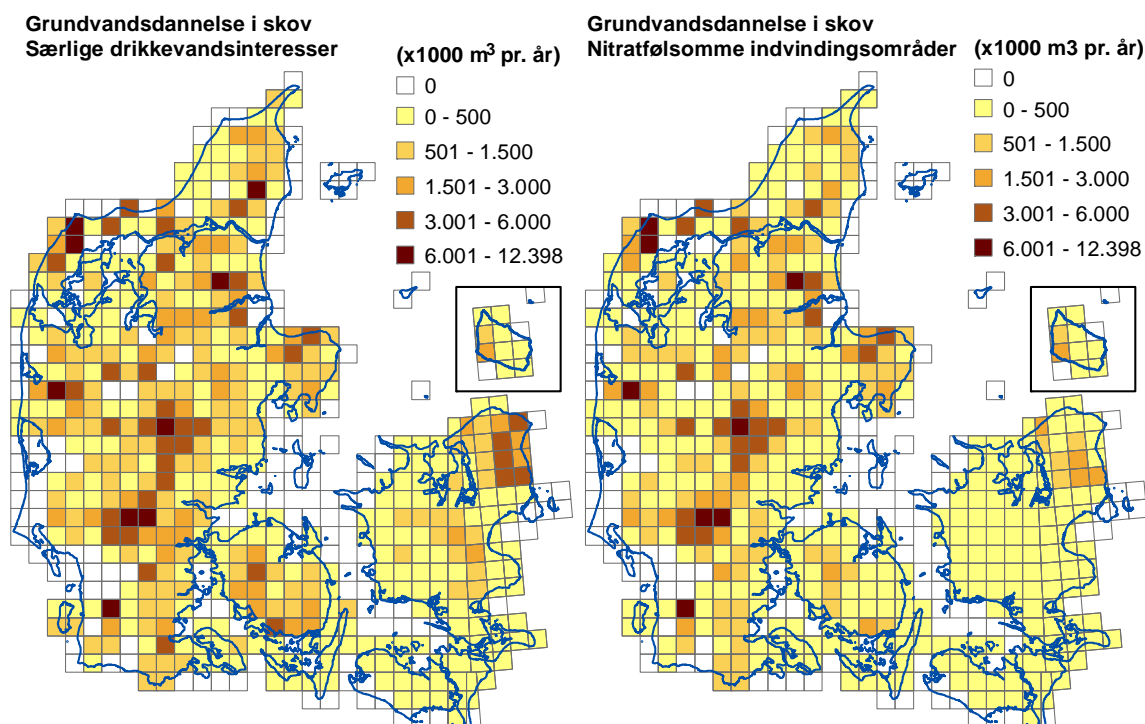
Jagtlejen, som betales for at opnå jagtretten på et areal, afhænger af en række forskellige faktorer. Sammenhængen mellem jagtlejen og de forskellige faktorer, der påvirker denne, er modelleret i et studie af Lundhede m.fl. (2015), hvor man ved hjælp af den såkaldte hedoniske metode har analyseret ca. 750 jagtlejekontrakter fra hele Danmark. Den hedoniske metode er bedst kendt fra husprisstudier og har bl.a. den egenskab, at den for et sammensat gode kan estimere værdien af godets delelementer. Studiet viser, at bl.a. skovandelen på arealet, alderen på skoven, den geografiske placering i Danmark og ikke mindst, hvor meget og hvilket vildt der kan nedlægges, har betydning for jagtlejen.

Hver enkelt jæger i Danmark har hvert år pligt til at indberette sit vildtudbytte, fordelt på den eller de kommuner, hvor afskydningen er fundet sted. Indberetningerne viser, at der nedlægges ca. 2,4 mio. stykker vildt årligt fordelt på godt 40 vildtarter med jagttid (Asferg 2013). Jagtlejen er således estimeret på kommuneniveau med udgangspunkt i disse afskydningsdata samt oplysninger om skovandel i kommunen og regionale oplysninger om skovens alder m.m. Afslutningsvis er værdien i kvadraterne beregnet ud fra kommunernes andel i disse, og værdien kan aflæses af Figur 18 herover.

6.4 Grundvand

Dansk drikkevand stammer hovedsagligt fra naturligt, urensset grundvand. Kun i meget begrænset omfang anvendes overfladevand eller andre kilder. Fra et økosystemperspektiv kan man tale om to tjenester i relation til grundvand, nemlig grundvandsdannelsen og grundvandsbeskyttelsen. Førstnævnte har betydning for mængden af grundvand, som er til rådighed i et givet område, mens sidstnævnte har betydning for grundvandskvaliteten, dvs. hvor rent

grundvandet er. Som illustration af de to økosystemtjenester viser Figur 19 grundvandsdannelse under skov i hhv. områder med særlige drikkevandsinteresser og nitratfølsomme indvindingsområder.



Figur 19. Grundvandsdannelse under skov i hhv. områder med særlige drikkevandsinteresser og nitratfølsomme indvindingsområder.

6.4.1 Grundvandsbeskyttelse

Grundvandsbeskyttelsen er påvirket af den specifikke anvendelse af de arealer, der ligger over grundvandsmagasinerne. I den sammenhæng er skovens permanente arealanvendelse en fordel i forhold til nedsivning af pesticider og næringsstoffer til grundvandet, bl.a. fordi der i skovbruget kun i begrænset omfang anvendes pesticider og gødning i forhold til f.eks. agerbrug. Det, at der i en forstligt drevet skov regelmæssigt udtages biomasse, kan potentielt begrænse risikoen for nedsivning af næringsstoffer yderligere.

I vores opgørelse af økosystemtjenesterne antager vi, at grundvandsbeskyttelsen og til dels grundvandsdannelsen har størst betydning i forhold til indvinding af drikkevand. Vi tager derfor udgangspunkt i to kortlag. Det første er en landsdækkende udpegning af ”områder med særlige drikkevandsinteresser”, foretaget af de daværende amter efter retningslinjer fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 1995). Opgørelsen beskriver områder, hvor grundvandet er særligt vigtigt vurderet ud fra det daværende behov og allerede udnyttede ressourcer og en vurdering af det fremtidige behov. Det andet kortlag er en opgørelse af nitratfølsomme indvindingsområder, hvor grundvandet er særlig sårbart over for forurening med nitrat. Opgørelsen blev

igangsat af amterne efter retningslinjer fra Miljøstyrelsen (2000), men fortsat af andre myndigheder som en del af Miljømålsloven og supplerende retningslinjer fra De Nationale Geologiske Undersøgelser For Danmark og Grønland (GEUS) (Hansen m.fl. 2009). Nitrat er det mest relevante i forbindelse med potentiel forurening af drikkevandsboringer med sundhedsskadelige næringsstoffer, hvorfor disse områder (også jf. Miljømålsloven) bør have særlig beskyttelse. Områderne ligger altovervejende i de nævnte områder med særlige drikkevandsinteresser. Sårbarhed over for nitrat indikerer i et vist omfang også sårbarhed over for andre typer af forurening, f.eks. med pesticider, men der er ikke en tæt sammenhæng. Derfor kan beskyttelsen af grundvandet også være relevant i de særlige grundvandsinteresser generelt. Begge kortlag er hentet på Danmarks Miljøportal (Danmarks Arealinformation, download oktober 2012).

6.4.2 Grundvandsdannelse

Grundvandsdannelsen afhænger af en række forskellige faktorer som nedbørsmængde, topografi og geologi. Men også her spiller arealanvendelsen, herunder skov, en rolle, ikke mindst fordi vegetationen påvirker den såkaldte interception, som betegner den del af nedbøren, som lander på vegetationen, og som fordamper igen uden at nå jorden, og som dermed ikke kan bidrage til grundvandsdannelsen (se f.eks. Bastrup-Birk m.fl. 2003). I forhold til f.eks. agerjord med typiske afgrøder eller åbne naturtyper som eng og overdrev fordamper der relativt mere på skovarealer på grund af den større overflade, og derfor reduceres den potentielle grundvandsdannelse her. Skovene har altså grundlæggende en negativ påvirkning af grundvandsdannelsen set som økosystemtjeneste. Tjenesten medtages alligevel i denne sammenhæng, fordi grundvandsdannelsen i skovene afhænger af, hvordan de drives.

Fra begge ovenstående kortlag er medtaget alle arealer, som ligger i skov, jf. vores skovkortlag beskrevet i afsnit 4.2. Idet vi antager, at betydningen af, hvordan skoven påvirker grundvandet, afhænger af, hvor meget grundvand der dannes, inddrager vi yderligere et kortlag, som beskriver, hvor meget grundvand der dannes forskellige steder i Danmark. Meteorologisk Institut (DMI) og GEUS har foretaget beregningerne baseret på hydrologiske modeller og på klimamodeller, der estimerer nedbøren. Kortet kan ses på hjemmesiden klimatilpasning.dk (www.klimatilpasning.dk, vælg værktøjer, grundvandskort), og vi benytter data for scenariet ”Middel grundvandsdannelse, nuværende klima (1991-2010)” stillet til rådighed af GEUS. Ved anvendelse af de beskrevne kort er der for hver skov over hhv. de særlige drikkevandsinteresser og i de nitratfølsomme indvindingsområder beregnet, hvor mange m³ grundvand der produceres årligt under disse skovområder. Dette er afslutningsvis opgjort for 10 × 10 km-kvadraterne. Resultatet af disse beregninger ses i Figur 19 ovenfor.

7 Samspillet mellem økosystemtjenesterne

I denne rapport fokuserer vi på fem af skovens vigtige økosystemtjenester. Hovedformålet er at undersøge, hvor biodiversiteten bedst kan bevares, og hvorledes en bevarelse af biodiversiteten vil påvirke de øvrige økosystemtjenester. I kapitlet her vil vi dog også beskrive og diskutere de mulige afledte effekter af at fokusere driften af skoven for hver af de andre seks økosystemtjenester enkeltvis. De resulterende konflikter eller synergier mellem økosystemtjenesterne er skematisk opstillet i Figur 20, som efterfølges af en beskrivelse og diskussion af de konkrete sammenhænge. For nogle økosystemtjenester vil det sjældent give mening i praksis kun at tilpasse skovdriften for en enkelt tjeneste, men beskrivelserne hjælper til at forklare de konflikter og påvirkninger, der foregår tjenesterne imellem.

De indbyrdes relationer imellem økosystemtjenesterne og en skovdrift fokuseret på beskyttelsen af biodiversiteten afhænger i flere tilfælde af de forandringer, som en omlægning til urørt skov vil medføre, herunder ikke mindst, hvordan en urørt skov i Danmark vil udvikle sig på sigt. Ud over en række naturlige faktorer vil dette afhænge af, hvilke konkrete tiltag der benyttes til genopretning af skovnaturen, både i en overgangsfase og på længere sigt. En detaljeret diskussion af dette udestår og er ikke en del af formålet med denne rapport. Derfor er relationerne mellem økosystemtjenesterne beskrevet ud fra en række overordnede antagelser. Først beskrives de afvejninger, der er støttet af litteraturen, og dernæst diskuteres mere usikre eller spekulative sammenhænge.

	Forstlig værdi (træproduktion)	Kulstoflager	Kulstofoptag	Rekreativ værdi	Grundvands- beskyttelse	Grundvands- dannelse
Biodiversitet						
Forstlig værdi						
Kulstoflager						
Kulstofoptag						
Rekreativ værdi						
Grundvands- beskyttelse						

Figur 20. Skematisk oversigt over sammenhænge ved forvaltning af skoven med fokus på de enkelte samfundsgoder (økosystemtjenester). Rød illustrerer modstridende sammenhæng (konflikt), blå, at sammenhængen kan gå begge veje eller er neutral, mens grøn illustrerer en positiv sammenhæng (synergi). Den mørkegrønne farve illustrerer en stærk sammenhæng og den lysegrønne farve en svagere sammenhæng.

7.1 Fokus på biodiversitet

7.1.1 Overordnede antagelser om urørt skov

Det mest effektive virkemiddel til at forbedre forholdene for biodiversiteten i skovene er at henlægge områder som urørt, jf. definitionen i kapitel 5 og den dertil knyttede argumentation. I sagens natur betyder dette, at skoven ikke længere drives forstligt som produktionsskov, hvilket indebærer et ophør med hugst, sankning og dræning. Det anbefales også, at nogle arealer med nåletræer ryddes og over tid udvikler sig imod skov eller imod mere åbne områder i løvskoven; naturligt eller ved aktive tiltag. Omlægningen vil på sigt resultere i flere gamle træer, mere dødt ved i skoven og større arts- og aldersvariation sammenlignet med traditionelle ensaldrende monokulturer. Det vurderes også, at omlægningen vil afstedkomme en større andel af lysåbne arealer – først som følge af rydningen af nåleskov og på længere sigt som et resultat af naturlige sammenbrud i bevoksningen grundet alder og stormfald samt ikke mindst et forøget areal af våde områder. Eventuelle aktive tiltag for at fastholde åbne arealer vil bidrage yderligere.

7.1.2 Betydning for den forstlige værdi (skovbruget)

Den afledte effekt på den kommercielle træproduktion er i sagens natur væsentlig, idet der som udgangspunkt ikke udtages hverken gavntre eller biomasse til brændsel og følgelig heller ikke er nogen indtjening på sådanne produkter. Ud over den foreslåede supplerende rydning af nåletræsarealer tager vi som beskrevet ikke stilling til eventuelle yderligere tiltag, der kan fremme overgangen fra drevet skov til mere naturlig urørt skov, herunder heller ikke de eventuelle indtægter og udgifter disse tiltag måtte afføde.

7.1.3 Betydning for kulstofoptag og kulstoflager

Forbedring af biodiversiteten ved at lade skoven være urørt vil påvirke både det løbende kulstofoptag (CO₂ fra atmosfæren) og det stående kulstoflager.

Kulstofoptag

Når den urørte skov med tiden når en ligevægt, hvor nettotilvæksten i biomasse er forsvindende lille, idet opbygningen af biomasse bliver udhulet af naturlig nedbrydning, vil det løbende nettooptag af kulstof i den urørte skov være nul. Det skal dog påpeges, at studier viser, at selv gamle skove bliver ved med at optage og akkumulere kulstof i betydeligt omfang i en meget lang årrække (f.eks. Luyssaert m.fl. 2008). Alligevel er vurderingen, at der samlet set er negativt samspil med kulstofoptaget.

Kulstoflager

Vender vi os mod kulstoflageret, er det påvist, at skovning i sig selv medfører et tab af kulstof i jorden, ud over det, som fjernes i form af produkter; et tab, som i sagens natur ikke finder sted i urørt skov (Nave m.fl. 2010). Ophør af dræning, som f.eks. i den urørte skov, kan over tid også medføre betydelig kulstoflagring i skovjorden. Denne rapportes estimer af kulstoflager og -optag er beregnet vha. modeller, som baserer sig på forstligt drevne skove, og medta-

ger f.eks. ikke effekten i skovjorden, hvorfor et præcist estimat af den langsigtede effekt af urørt skov for jordpuljen ikke har været mulig at beregne. Udviklingen af kulstoflageret i urørt skov estimeres dog i afsnit 8.3 (side 78), og samlet set vurderes der at være et positivt samspil mellem kulstoflageret og tiltag, der forbedrer biodiversitetsbeskyttelsen.

7.1.4 Betydning for friluftslivet

Skovens værdi for friluftslivet, rekreationsværdien, påvirkes hovedsagligt positivt ved henlæggelse til urørt skov. Som udgangspunkt er der ingen indskrænkninger i de rekreative aktiviteter forbundet med udlæggelse af urørt skov, idet det antages, at veje og stier opretholdes i fornødent omfang, og at man som nu, hvis skoven er offentligt ejet, må færdes uden for veje og stier. Således er der heller ikke som udgangspunkt noget, der forhindrer jagt i en urørt skov. Den mest betydende faktor for skovens rekreative værdi generelt (udtrykt som brugsværdien) er afstanden til byer og befolkningscentre (De Økonomiske Råd 2014), og her er der i udgangspunktet ingen sammenhæng med udlægningen af urørt skov.

Ser man ud over beliggenheden i forhold til befolkningscentre, vil den rekreative værdi af en urørt skov primært påvirkes af det naturmæssige indhold samt af det visuelle indtryk, skoven giver sine gæster. Der er foretaget flere præferencestudier af skovens visuelle udtryk, som alle peger på, at den danske befolkning foretrækker bevoksninger med flere forskellige træarter (Aakerlund 2000, Nielsen m.fl. 2007, Termansen m.fl. 2008) og bevoksninger med træer i mange aldre (Nielsen m.fl. 2007) frem for ensaldrende monokulturer. Nyere studier af Bakhitiari m.fl. (in prep.) og Campbell m.fl. (2014) viser også, at der er en præference for at efterlade dødt ved i skoven, når folk informeres om, at det er til gavn for biodiversiteten. Disse studier peger således på, at den rekreative værdi stiger med den strukturelle variation, der sker som konsekvens af udlægning til urørt skov.

Også i forhold til jagt vurderes omlægningen til urørt skov at indebære positive ændringer. Først og fremmest på grund af den forøgede rumlige variation og mængde af levesteder i den urørte skov, som fremmer biodiversiteten generelt. Ud fra en biologisk betragtning vil dette også medføre, alt andet lige, at størrelsen af de naturligt selvopretholdende bestande af vildt er større end i en plantageskov. Mange karakteristika ved en urørt skov ligner da også de tiltag, som vildtforvaltere vil anbefale af hensyn til bestandene af jagtbart vildt (f.eks. Søndergaard 2009). Derfor forventes urørt skov også at påvirke den jagtmæssige rekreationsværdi positivt, da netop sandsynligheden for at kunne nedlægge vildt er en af de faktorer, der påvirker jagtoplevelsen positivt, ligesom tilstedeværelsen af gammel skov i sig selv har en positiv værdi for jagtoplevelsen (Lundhede m.fl. 2015).

Den urørte skov forekommer kun få steder i Danmark, og mange har derfor begrænset viden om, hvordan denne type skov kommer til at se ud. Over tid er det sandsynligt, at den urørte skov i gennemsnit vil opleves lige så åben som den forstligt drevne skov. I den urørte skov vil der ske opvækst af underskov på nogle områder, men andre steder kan et tæt kronedække i

f.eks. en gammel bøgeskov være begrænsende for denne opvækst, og der vil være udsyn under kronetaget. I den urørte skov vil der med tiden ligeledes opstå lysninger ved naturligt nedbrud af skoven, bl.a. gennem stormfældning, og især fordi flere våde områder vil skabe flere åbne arealer og udsyn i skoven. Sammenligner man med den forstligt drevne skov, ved vi, at også denne i mange tilfælde fremstår temmelig lukket. Det gælder f.eks. i granskoven i en stor del af omdriftstiden (dvs. en bevoksnings levetid), ligesom det i høj grad også gælder unge bevoksninger af især bøg. Studier viser, at nogle skovgæster synes, at det efterladte døde ved får skoven til at fremstå 'rodet' (Koch 1980, Jensen 2003). Dette forhold kan påvirke skovgæsternes oplevelse og dermed potentielt den rekreative værdi negativt, men som nævnt ovenfor viser erfaringerne, at hvis folk ved, at det er til gavn for biodiversiteten, har det tværtimod en positiv værdi (Campbell m.fl. 2014, Bakhtiari m.fl. in. prep.).

Naturindholdet i en urørt skov er større end i den kommercielt drevne skov. Derfor er det sandsynligt, at den urørte skov for mange mennesker vil fremstå mere interessant, og at oplevelsesværdien vil stige generelt. Om end ikke helt sammenlignelig, så har naturgenopretningen af Skjern Enge og Filsø vist sig at være rekreativt attraktiv, hvor sidstnævnte på kort tid er blevet en yderst velbesøgt seværdighed med knap 30.000 besøgende i 2015 (Aage V. Jensen Naturfond 2015 og 2016).

7.1.5 Betydningen for grundvand

I forhold til grundvandet kan urørt skov påvirke to økosystemtjenester, nemlig *beskyttelsen* mod nedsivning af pesticider og næringsstoffer, navnlig nitrat, samt *dannelsen* af grundvand.

Grundvandsbeskyttelse

I skoven er beskyttelsen af grundvand generelt god relativt til agerjord pga. af den fraværende gødsning og sprøjtning i forbindelse med den almindelige træproduktion. Det betyder, at der ikke er risiko for, at overskydende næringsstoffer og pesticidrester løber af som overfladevand til søer og vandløb eller med tiden trænger ned i grundvandsmagasinerne. Der anvendes dog stadig gødsning og sprøjtning i de juletræs- og pyntegrøntskulturer, der kan udgøre en del af skoven. Ved omlægning til urørt skov vil denne anvendelse ophøre med en potentiel positiv indvirkning på grundvandskvaliteten som følge.

I et studie om nitrat i jordvandet under skove konkluderer Gundersen m.fl. (2003), at man i løvskov med fleretagerede, uensaldrende bevoksninger, hvor renafdrifter undgås (dvs. fældning af alle træer på én gang), vil have reduceret risiko for nitratudvaskning i forhold til en mere traditionel drevet skov. Dette peger på, at urørt skov – i hvert fald på kortere sigt – vil have en positiv effekt på grundvandskvaliteten, fordi en række af de nævnte forhold vil gælde dér. Et studie af vandet i jorden under rodzonen i Suserup Skov på Midsjælland, som har stået urørt siden 1800-tallet, viser dog et forhøjet kvælstofniveau sammenlignet med målinger i kommercielt drevne skove (Gundersen m.fl. 2003). Suserup Skov har et areal på kun ca. 20

ha med kun få steder med længere end 150 meter til skovkanten. Derfor kan de forhøjede målinger i større eller mindre grad skyldes en randeffekt, idet der i yderkanten af en skov vil afsættes mere kvælstof tilført med vinden, end der vil længere inde i skoven (Beier og Gundersen 1993). Samtidig anfører forfatterne, at årsagen til den høje koncentration formentlig skyldes høj tilførsel fra luften til en bevoksning med lille nettotilvækst (Gundersen m.fl. 2003). På lang sigt vil nettotilvæksten i en urørt skov nærme sig nul, hvilket vil sige, at det kvælstof, der optages i den levende vedmasse, frigøres i takt med, at det døde ved nedbrydes. Studier viser dog, at denne ligevægt ikke nødvendigvis har indfundet sig i selv gamle skove (f.eks. Luyssaert m.fl. 2008). Kvælstof tilført fra luften stammer fra forureningskilder relateret til landbruget, transportsektoren og industrien. En eventuel udvaskning af nitrat fra en urørt skov er derfor grundlæggende et resultat af forurening fra kilder uden for skoven og ikke et resultat af skovens (manglende) drift. Udvasningen vil i givet fald også afhænge af nærheden til større husdyrbrug, hvor der typisk er et større lokalt bidrag fra ammoniakfordampning.

Grundvandsdannelse

Skov har generelt en negativ effekt på grundvandsdannelsen sammenlignet med agerjord og åbne naturtyper, fordi den såkaldte interception er større i skovens kronelag. Interception dækker over den nedbør, som lander på vegetationen og fordamper igen uden at nå jorden, og som derfor ikke bidrager til grundvandsdannelsen. Denne effekt er størst i nåleskov, som til forskel fra en løvfældende skov har permanent løvdække

I den urørte skov vil fraværet af dræning betyde større tilløb til grundvandsmagasinerne relativt til den forstligt drevne skov, fordi en større andel af nedbøren vil gå til grundvandsmagasinerne i stedet for til overfladeafstrømning. Også den supplerende rydning af nåletræsarealer vil bidrage til højere grundvandsdannelse, bl.a. fordi det på kort sigt vil skabe en større andel af åbne arealer. Uanset om disse holdes åbne på længere sigt eller de udvikler sig til løvskov ved naturlig succession, vil de bidrage til lavere interception og dermed højere grundvandsdannelse. Omvendt vil det permanente løvdække og evt. tættere kronelag i en urørt skov i et vist tidsperspektiv kunne betyde højere interception og dermed mindre grundvandsdannelse sammenlignet med en forstligt drevet skov med renafdrifter. Dette vil dog på længere sigt blive modvirket af lysninger skabt af naturligt nedbrud af aldrende skov.

Samlet set vurderes fraværet af dræning samt en større andel af løvtræ, fjernelse af en del nåleskovsarealer og på sigt åbne arealer i den urørte skov at øge tilstrømningen til de underliggende grundvandsmagasiner.

7.2 Fokus på forstlig værdi

En skov drevet efter principper, der fokuserer på den kommercielle træproduktion, vil oftest indebære, at der tilplanlægges ved bevoksningens start, eller alternativt, at der ved mere naturnære produktionsformer sker en kraftig hugst i bestanden af ældre træer for at tillade nye at spire

frem. Derefter foretages der typisk regelmæssige tyndinger over de følgende årtier og endelig renafrives der, når bevoksningen når sin optimale omdriftsalder. Det vil sige, at alle tilbageværende træer fældes på én gang. I de mere naturnært forvaltede skove indledes i stedet den nævnte kraftige hugst i den ældre bestand for at skabe lys og plads til, at nye træer kan spire frem eller plantes ind. Som hovedregel udtages al salgbar biomasse af skoven, og der efterlades således minimalt dødt ved, og det, der efterlades, har typisk små dimensioner og forsvinder hurtigt. Hegning af unge, nyplantede bevoksninger vil også kunne forekomme. Skoven vil typisk bestå af en mosaik af ensaldrende bevoksninger, der hver især består af samme art. Op til 10 % af arealet vil jf. Skovloven kunne dyrkes som juletræer (Naturstyrelsen 2015).

Som beskrevet tidligere i rapporten har det intensive produktionsskovbrug generelt en negativ påvirkning på biodiversiteten i skov. Et forhold, som potentielt kan forstærke påvirkningen yderligere, er eventuel brug af såkaldt heltræshøst. Traditionelt er trætoppe og grene af mindre dimensioner blevet efterladt på skovbunden og kun blevet fjernet ved eventuel sankning. De senere år har en øget efterspørgsel og deraf stigende priser på flis som brændsel betydet, at man oftere udnytter hele træets overjordiske biomasse. Såfremt flisning af de små dimensioner er økonomisk rentabelt, vil dette også påvirke biodiversiteten negativt, idet mere kvas og dødt ved end sædvanligt vil blive fjernet fra skoven, hvilket yderligere vil reducere mængden af leve- og skjulesteder for mange organismer. Den negative påvirkning vil være størst, hvis også stød (stubbe) og rødder graves op, som det f.eks. ses nogle steder i Sverige.

I forhold til grundvandsdannelse og -beskyttelse er sammenhængen mindre klar. Anvendelsen af sprøjtemidler og gødskning vurderes at være minimal i dansk skovbrug, når man ser bort fra produktionen af juletræer og pyntegrønt, hvor anvendelsen af sprøjtemidler og gødning stadig vil kunne påvirke de underliggende grundvandsmagasiner. Omvendt kan det ikke udelukkes, at den løbende nettotilvækst og udtagelse af biomasse i den drevne skov kan reducere kvælstofudvaskning fra skovjorden i forhold til en urørt skov. Betydningen af dette aspekt er dog uklart og i givet fald en positiv sideeffekt af skovdriften, som alene muliggøres igennem en forurening fra kilder uden for skovene, der ikke har noget med skovdriften at gøre. Grundvandsdannelsen vil ligeledes påvirkes negativt af dels den dræning, som eksisterer i mange drevne skove, og som medfører en større overfladeafstrømning, dels anvendelsen af højproduktive nåletræsarter, der har højere interception end løvfældende træarter og derfor reducerer tilløbet til grundvandsmagasinerne.

Effekten på det stående kulstoflager i skoven vil være negativ, set i forhold til en urørt skov, især fordi den løbende hugst holder biomassen nede, men også fordi dræning typisk reducerer kulstoflageret i jorden. Det løbende kulstofoptag vil på lang sigt være større i en forstligt drevet skov (sammenlignet med en urørt skov). Desuden vil den overordnede påvirkning af atmosfærens CO₂-indhold afhænge af, hvor meget fossilt brændstof træprodukterne i sidste ende fortrænger, dvs. om træet anvendes til brændsel eller til gavntre, såsom byggematerialer. Anvendelse til byggematerialer m.m. har typisk en større klimateffekt end anvendelse til

brændsel, fordi træet i den første anvendelse fortrænger produkter som beton, stål og aluminium (Graudal m.fl. 2013).

Den afledte effekt på rekreativ værdi er heller ikke entydig og generelt ikke særlig godt belyst. Dog ved vi, at langt de fleste skove i Danmark p.t. er forstligt drevet i en eller anden grad, og derfor vil den rekreative værdi formodentlig ikke ændres i større grad ved at fokusere yderligere på den forstlige drift.

7.3 Fokus på kulstoflager og kulstofoptag

Fokus på forbedringer af den forstlige værdiproduktion og forbedringer af kulstofoptaget er relativt tæt beslægtede i kraft af, at de begge relaterer sig til produktion af biomasse i skoven. Det er dog begrænset, hvad der findes af viden på området i relation til skov, og der er derfor ikke noget entydigt svar på, hvordan en skov, der fokuserer på den samlede kulstofeffekt, ville skulle udformes. Det vil blandt andet afhænge af, hvordan der balanceres mellem det stående lager eller det løbende optag, eller i sidste ende skovens bidrag til atmosfærens samlede CO₂-indhold.

Kulstofoptag

Det løbende optag af kulstof i skoven relaterer sig den løbende tilvækst i træernes biomasse. I ”+10 mio. tons planen” vurderer Gylling m.fl.. (2012), at denne tilvækst kan forøges ved anvendelse af forædlede træsorter og udstrakt brug af ammetræer som indblanding. De foreslår, at nåleskov forynges med nåleskov, og løvskov forynges med 50/50 løv- og nåleskov. Hurtigtvoksende, ikke-hjemmehørende nåletræsarter, eksempelvis sitkagran, kunne være blandt de arter, der i givet fald erstattede nogle af de nuværende løvtræsarealer. Ammetræer skaber mikroklima til gavn for opvækst af den egentlige bevoksning og kan skoves og anvendes som biobrændsel på et relativt tidligt tidspunkt. Disse kunne f.eks. være poppel. Det løbende kulstofoptag er interessant, fordi skovens produkter i forskellig grad kan fortrænge fossile brændstoffer (se f.eks. Graudal m.fl. 2013) og således påvirker atmosfærens samlede CO₂-indhold. Derfor kan øget biomasseudtag fra skoven tjene til at påvirke atmosfærens CO₂-indhold, f.eks. gennem såkaldt heltræshøst.

Biodiversiteten ville ved optimering af kulstofoptag efter ovenstående anbefalinger påvirkes negativt, bl.a. grundet fraværet af gamle løvskove og pga. af brugen af ikke-hjemmehørende nåletræsarter. Også heltræshøst vil påvirke biodiversiteten negativt. Den forstlige værdi vil formentlig kunne påvirkes positivt ved anvendelsen af forædlede skovtræsarter og sitkagran, men det nøjagtige omfang kendes ikke. En fortsat dræning af skovjorden i en biomasseoptimeret skov vil betyde mindre tilstrømning af vand til grundvandsmagasinerne, og eventuel anvendelse af gødning og sprøjtemidler kan også påvirke kvaliteten af grundvandet. Også den større andel af nåletræsarealer, hvor renafdrifter må formodes at være en naturlig konsekvens, står i kontrast til anbefalingerne i Gundersen et al. (2003) for god grundvandskvalitet. Hvor-

dan det øgede biomasseudtag vil påvirke kvælstofudvaskning, er usikkert. Den rekreative værdi påvirkes i negativ retning, idet skoven bliver mere homogen og vil bestå af flere bevoksninger med nåletræ. Hertil kommer, at en anvendelse af f.eks. sitkagran formentlig vil få skoven til at fremstå mere tæt og ugennemtrængelig.

Kulstoflager

En aktiv optimering af det stående kulstoflager med det som selvstændigt formål vil næppe være praktisk relevant. I givet fald ville det vigtigste tiltag dog være, at der ikke udtages biomasse fra skoven, svarende til udlægning af urørt skov. Dette vil på sigt gavne biodiversiteten, både i løvskov og nåleskov. Urørt nåleskov er dog kun relevant for en mindre del af biodiversiteten i Danmark.

7.4 Fokus på rekreation

Der er igennem de senere år lavet en række studier i Danmark, der undersøger sammenhængen mellem skov og rekreativ værdi. Disse studier viser blandt andet, at skove, der ligger tæt på store byer (befolkningscentre), foretrækkes, da de er billigere/lettere for skovgæsten at besøge, og at der skal være gode adgangsforhold til skoven. Desuden foretrækkes store, sammenhængende områder frem for små (De Økonomiske Råd 2014). Studier viser også, at skoven bør bestå af blandede bevoksninger af nål og løv i mange aldre (Aakerlund 2000, Nielsen m.fl. 2007, Tjernansen m.fl. 2013). Den rekreative værdi er også afhængig af, hvor mange andre natur-rekreative tilbud der i øvrigt er tilgængelige i området, hvilket betyder, at den rekreative værdi af en skov påvirkes positivt, hvis den er beliggende i områder, hvor der ellers ikke er meget natur (De Økonomiske Råd 2014). Ingen af de ovenstående studier har et datagrundlag, der giver grundlag for mere præcist at analysere, hvordan besøgs mønstre påvirkes af skovenes naturindhold i forhold til biodiversitetsbeskyttelsen.

De gode adgangsforhold til skoven kan være veje og stier igennem skoven, der muliggør besøg til særlige steder, og udkigspunkter vil formentlig også være positivt. Der kan spekuleres i, om biodiversiteten påvirkes af en øget tilgang af skovgæster, f.eks. i form af nedslidnings- eller forstyrrelses effekter. Dette er imidlertid ikke velundersøgte aspekter, og der findes ingen evidens for, at disse forhold har betydning for biodiversiteten som helhed. De fleste organismer, typisk insekter, planter og svampe, er ret upåvirkelige af skovgæster.

Der vurderes, at en skov drevet med fokus på rekreative aspekter, ikke vil påvirke grundvandsdannelse eller grundvandskvalitet ud over det formentlig positive i et rumligt sammenfald i forhold til bynærhed, som beskrevet under grundvandsafsnittet ovenfor. Drift med fokus på rekreativ brug vil formentlig ikke have indflydelse på det stående kulstoflager, men kulstofoptaget vil være mindre, hvis man forudsætter, at brugen af større monokulturer af nåletræ (herunder f.eks. sitkagran) ikke er ønskelig her.

7.5 Fokus på grundvandsdannelse og -beskyttelse

Der findes ingen stærk empirisk viden fra driften af skove, der drives med fokus på beskyttelse og dannelse af grundvand. I begge tilfælde er placeringen i forhold til værdifulde drikkevandsressourcer umiddelbart vigtigere, end hvordan skovene drives.

For at øge nettonedbøren, der rammer jorden, og dermed grundvandsdannelsen, vil man i givet fald skulle minimere interceptionen, f.eks. ved at fokusere på anvendelsen af løvfældende træarter, da disse har en mindre interception end nåletræer (Bastrup-Birk m.fl. 2003). En anden faktor, der kan handles på, er dræning, som mindsker tilstrømningen til grundvandsmagasinet, og som derfor bør minimeres.

Som nævnt herover i afsnit 7.1.5 konkluderer Gundersen m.fl. (2003), at man i løvskov med fleretageret, uensaldrende bevoksninger, hvor renafdrifter undgås, har reduceret risiko for nitratudvaskning. En anden faktor, som potentielt kan medvirke til at sikre kvaliteten af grundvandet, er at have flest mulige bevoksninger, hvor der hverken gødskes eller sprøjtes. Dertil kommer, at en skov optimeret i forhold til grundvandet ideelt set bør være placeret over vigtige drikkevandsressourcer og gerne bynært, hvor omkostningerne ved lang transport af grundvandet til forbrugerne er mindst (Miljø- og Energiministeriet 1997). Derfor har man også de senere år netop set skovrejsningsprojekter placeret, hvor de kan sikre beskyttelsen af drikkevandsressourcer.

Beskrivelsen af en fleretageret løvskov med uensaldrende bevoksninger, hvor renafdrifter undgås, minder meget om den skov, man ville kunne forvente ved drift af skoven efter naturnære principper. Sammenlignet med traditionel skovdrift har disse principper givetvis en positiv effekt på biodiversiteten, og på den måde kan man sige, at der er en synergi imellem hensynet til biodiversitet og hensynet til grundvandet inden for rammerne af en drevet skov. Sammenhængen imellem naturnær skovdrift og biodiversiteten er dog ikke velbeskrevet, og det er sikkert, at de naturnære principper ikke alene kan sikre bevarelsen af skovens biodiversitet.

Træproduktionen, og dermed den forstlige værdi, vil formentlig også påvirkes negativt, især de områder, hvor man eventuelt vil reducere dræningen. Den økonomiske betydning af de øvrige beskrevne driftsprincipper er mindre klare. Som nævnt er brugen af gødning og pesticider i skovbruget i dag minimal i forbindelse med tømmerproduktion, men af hensyn til grundvandskvaliteten ville man skulle undgå juletræs- og pyntegrønskulturer eller dyrke disse produkter efter økologiske principper.

Det vurderes ikke, at grundvandsfokus vil have nogen entydig påvirkning på hverken kulstoflageret eller kulstofoptaget. I forhold til rekreation er der positivt sammenfald i forhold til den bynære placering, hvis der er tale om skovrejsning. Med hensyn til skovbilledet viser førnævnte præferencestudier af skovbilleder (f.eks. Nielsen m.fl. 2007), at uensaldrende løvskove er forbundet med høje rekreative værdier.

8 Bevarelse af biodiversitet – konsekvenser og omkostninger

8.1 Biodiversitetsnetværket og de øvrige økosystemtjenester

I dette kapitel sammenholder vi biodiversitetsnetværket udpeget i hovedscenariet (Kapitel 5) med den geografiske fordeling af de øvrige økosystemtjenester. På baggrund af dette og overvejelserne i kapitel 7 om konsekvenserne ved omlægning til urørt skov opridses de mulige konsekvenser ved etablering af et biodiversitetsnetværk.

Helt konkret gennemføres tre gennemgående sammenligninger med udgangspunkt i de 105 ”biodiversitetskvadrater” udpeget i hovedscenariet, og de 105 kvantitativt vigtigste kvadrater for hver af de øvrige økosystemtjenester sammenlignes. Først sammenlignes kvadraternes geografiske placering, og det konkrete overlap opgøres. Dernæst opgøres det for hver økosystemtjeneste, hvor stor en del af den samlede nationale værdi eller ydelse som ligger i biodiversitetskvadraterne. Til sidst anslås det, hvor meget af den samlede ydelse der ligger i selve de arealer, som udpeges til biodiversitetsnetværket og dermed skal udlægges som urørt. Jævnfør de tidligere antagelser udgør det 80 % af løvskoven i hvert biodiversitetskvadrat og nåleskov svarende til 20 % af dette areal. For det samlede netværk udpeges ca. 50 % af skovarealet i kvadraterne.

Sammenligningerne viser et betydeligt, men langt fra fuldt, sammenfald mellem biodiversitetsnetværket og de vigtigste kvadrater for de andre økosystemtjenester. Mere konkret er der et overlap på 29-42 kvadrater ud af de 105 (Tabel 5). Det er et interessant, fordi det reducerer de konflikter i forhold til skovdriften, som blev identificeret i kapitel 7.

Tabel 5. Sammenligning af de 105 biodiversitetskvadrater udpeget i hovedscenariet med fordelingen af de andre økosystemtjenester. Opgørelsen i sidste kolonne gælder hele skovarealet i biodiversitetskvadraterne, dvs. ikke kun det areal, der udpeges inden for disse.

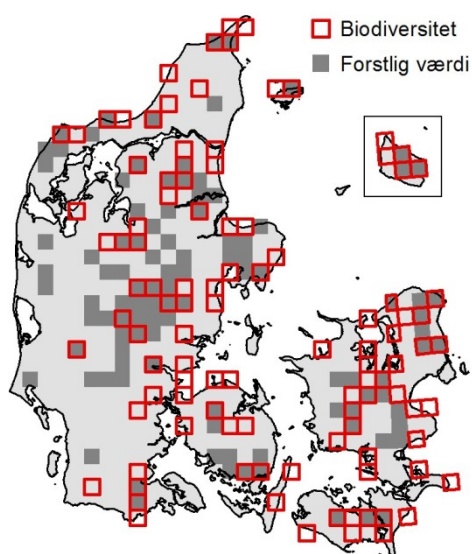
	De 105 biodiversitetskvadrater vs. 105 vigtigste for tjenesterne Overlap (antal kvadrater)	Andel af tjenesten i de 105 biodiversitetskvadrater (% af DK total)
Skovareal	40	26 % af Danmarks skovareal
Forstlig værdi	42	27 % af den samfundsøkonomiske værdi (kr. pr. år)
Kulstoflager	40	27 % af det stående lager (tons kulstof)
Kulstofoptagelse	41	27 % af den løbende optagelse (tons kulstof pr. år)
Særl. drikkev.-interesser	29	25 % af grundvandsdan. i områder med særlige drikkevandsinteresser (m ³ pr. år)
Nitratføls. indvindingsomr.	29	25 % af grundvandsdannelsen i nitratfølsomme indvindingsområder (m ³ pr. år)
Rekreativ værdi	34	36 % af den rekreative værdi (kr. pr. år)
Jagtleje	34	27 % af jagtlejen (kr. pr. år)

Biodiversitetskvadraterne indeholder 26 % af Danmarks skovareal samlet set. For de fleste andre økosystemtjenester ligger en tilsvarende andel (25-27 %) af den samlede nationale værdi/ydelse i biodiversitetskvadraterne (Tabel 5). Dette afspejler givetvis den generelle sammenhæng mellem økosystemtjenesterne og skovarealet; jo mere skov der er i et kvadrat, jo mere er der af den pågældende økosystemtjeneste. Omvendt viser det også, at der generelt ikke er et særligt sammenfald imellem biodiversitetsnetværket og de områder, der yder mest til økosystemtjenesterne *i forhold* til arealet. Endelig skal det understreges, at reelt berøres en mindre andel af økosystemtjenesterne af biodiversitetsnetværket, fordi kun det halve areal, svarende til ca. 13 % af Danmarks samlede skovareal, udpeges til urørt skov i vores scenarie.

8.2 Betydning for skovbruget – samfundsøkonomiske omkostninger

8.2.1 Geografisk fordeling

De forstlige værdier (tømmer, brænde og biomasse) er trods en vis variation naturligt proportionalt med skovarealet set over hele landet. Ud fra biologiske betragtninger vil man også forvente en grundlæggende sammenhæng imellem skovarealet og artsrigdommen og dermed biodiversiteten, jf. arts-areal-kurven (se afsnit 2.1.3). En sådan overordnet sammenhæng bekræftes af de aktuelle data, omend med meget stor spredning. Det er derfor et interessant resultat, at sammenfaldet imellem biodiversitetsnetværket og de skovøkonomiske interesser trods alt ikke er større, end det faktisk er (42 kvadrater ud af 105 udpegede biodiversitetskvadrater). Det geografiske mønster er, at indtægterne fra skovbruget er entydigt korreleret med mængden af skov, der er geografisk klumpet fordelt, hvorimod biodiversitetsnetværket er spredt mere ud over landet (Figur 21). Dette skyldes, at forekomsten af arter og mængden af arter, der sameksisterer, bestemmes af mange andre forhold end skovens areal: Blandt andet skovens strukturelle variation (heterogenitet) og tilgængelige ressourcer. Andre faktorer, som kan have betydning, er den geografiske variation i de fysiske, kemiske, geologiske og klimatiske forhold samt arternes spredningsevne og for visse arter også deres historiske udbredelse.



Figur 21. De 105 biodiversitetskvadrater prioriteret i hovedscenariet (røde) og de 105 vigtigste kvadrater mht. forstlig værdi.

8.2.2 Samfundsøkonomiske omkostninger

Det anbefalede ophør af skovdriften på arealer udpeget til biodiversitet vil have nogle omkostninger for samfundet i form af tabte indtægter, såkaldte alternativomkostninger. Samlet set anslås disse omkostninger at være 143 mio. kr. pr. år for biodiversitetsnetværket udpeget i hovedscenariet. Dette netværk er som bekendt udpeget med henblik på at dække alle 664 arter i datasættet for løvskov. De tilsvarende omkostninger for scenariet, der alene tilstræber at dække de 229 truede arter, er 132 mio. kroner, dvs. omkring 8 % mindre. En sammenstilling af omkostningerne og udpeget areal fordelt på løv og nål findes i Tabel 6.

Tabel 6. Areal og omkostninger ved tiltag for biodiversiteten i løvskov. Se i øvrigt tekst.

	Alle 664 arter (hovedscenariet)	De 229 truede arter
Urørt løv		
Areal (ha)	63.000	57.000
Omkostninger (mio. kr. pr. år)	122	113
Omkostninger pr. ha (kr. pr. år)	1.900	2.000
Rydning af nål		
Areal (ha)	12.000	11.000
Omkostninger (mio. kr. pr. år)	21	19
Omkostninger pr. ha (kr. pr. år)	1.700	1.700
Tiltag i alt		
Areal (ha)	75.000	69.000
Omkostninger (mio. kr. pr. år)	143	132

Samlet kan det konkluderes, at en effektiv indsats for skovens biodiversitet kan gennemføres inden for en samfundsøkonomisk omkostning på 143 mio. kr. pr. år. Samtidig er en bredere indsats for alle arter ikke meget dyrere end en mere snævert fokuseret indsats for de truede arter alene. Sidste nævnte strategi må som nævnt betragte som mere kortsigtet, fordi en del af den øvrige biodiversitet kan blive truet på et senere tidspunkt, hvis der ikke gøres en indsats for disse arter også.

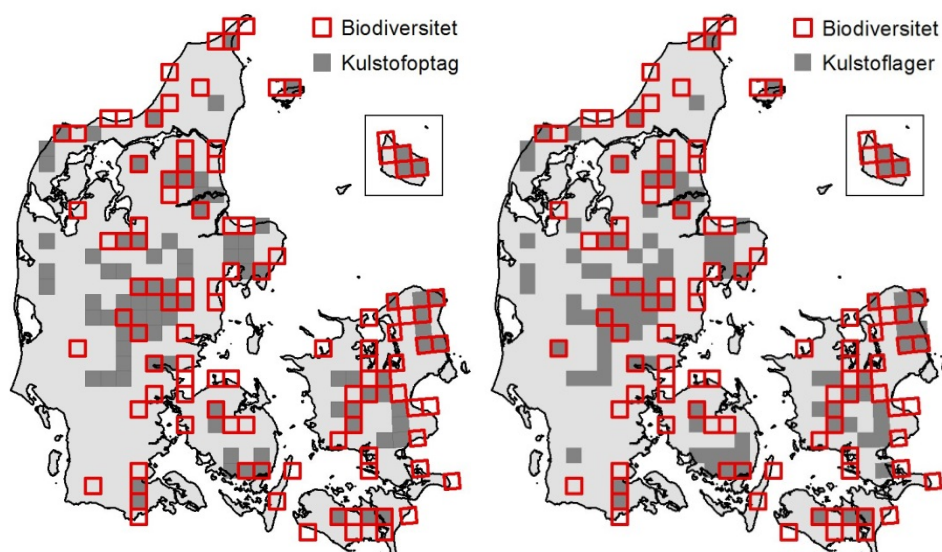
De beskrevne omkostninger afhænger af den forstlige værdi, der igen varierer med bl.a. skovtypen (løv/nål) og beliggenheden i landet. For løvskoven er de samfundsøkonomiske omkostninger identiske med den beregnede forstlige værdi af de udpegede arealerne. Omkostningen ved rydningen af nål er imidlertid mindre end arealernes forstlige værdi, fordi der er en indtægt ved salg af gavntræ og biomasse fra rydningen. Dette er indregnet i de viste estimater. Til gengæld tager beregningerne ikke højde for, at visse arealer allerede i dag henligger mere eller mindre urørte, og at en mindre del af omkostningerne dermed i praksis afholdes allerede.

Omkostningerne ved en reduceret eller forøget arealmæssig indsats, jf. de alternative scenarier præsenteret i afsnit 5.3 (side 41), er ikke beregnet. Afvigelsen fra ovenstående scenarier vil dog i det store hele svare til forskellen i udpeget areal.

De ovenfor beskrevne samfundsøkonomiske effekter inkluderer alene den tabte forstlige produktion som følge af udtaget af skov til biodiversitetsbevarelse. Dette arealudtag vil som beskrevet ovenfor også påvirke en række andre økosystemtjenester af værdi for samfundet – både i negativ og i positiv retning. Det har ligget uden for dette projekts formål og tilgang at foretage en opgørelse af disse værdier, og det er derfor et åbent spørgsmål, hvor store samfundsøkonomiske gevinster biodiversitetsbeskyttelsen måtte medføre.

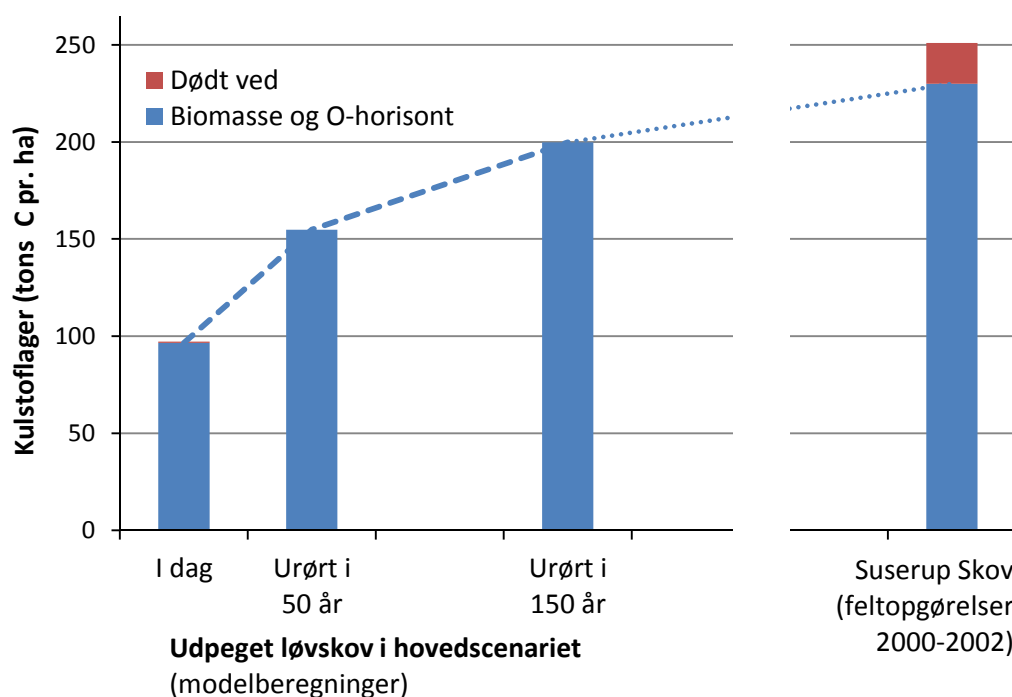
8.3 Betydning for kulstofoptag og -lagring

Ligesom den forstlige værdi er kulstofoptagesen og kulstoflageret naturligt proportionalt med skovarealet. Mønsteret i forhold til sammenfald med biodiversitetsnetværket er derfor næsten som beskrevet for den forstlige værdi (Figur 22). Ca. 27 % af de samlede ydelser for hele landet ligger i de 105 biodiversitetskvadrater. Her skal det erindres, at der grundlæggende er en synergi imellem hensyn til biodiversiteten (urørt skov) og kulstoflageret og en konflikt i forhold til det løbende optag. I det følgende diskuteres først kulstoflageret.



Figur 22. De 105 biodiversitetskvadrater prioriteret i hovedscenariet (røde) og de 105 vigtigste kvadrater mht. hhv. kulstofoptag og kulstoflager (grå).

Af de 75.000 hektar i biodiversitetsnetværket udgøres de 63.000 af løvskov, som lægges urørt. Dette vil berøre ca. 12 % af det samlede kulstoflager i Danmarks skove. Fordi der ikke længere hugges på disse arealer, vil kulstoflageret på sigt øges betydeligt, sandsynligvis over en meget lang årrække (Luyssaert m.fl. 2008). Vi har forsøgt at estimere denne udvikling (Figur 23 og Tabel 7).



Figur 23. Udvikling af kulstoflageret i løvskovsarealerne udlagt som urørt skov, jf. hovedscenariet (modelberegninger) sammenlignet med niveauet i Suserup Skov (delvist feltbaserede opgørelser). "O-horisonten" dækker over skovbunden og det øverste jordlag, overvejende bestående af blade mv. under nedbrydning. BEMÆRK: Dødt ved udgør kun 0,5-1 tons pr. ha i dag (derfor knapt synlig på figuren) og indgår ikke i scenarierne for 50 og 150 år urørt.

Tabel 7. Estimerede konsekvenser for det stående lager af kulstof i Danmarks skove ved etablering af et biodiversitetsnetværk, jf. resultater og antagelser i hovedscenariet. (1) I dag, (2) hhv. 50 og 150 år efter omlægning til urørt skov samt (3) ved et niveau svarende til Suserup Skov. Opgørelsen omfatter kulstof i den over- og underjordiske biomasse, dødt ved samt i O-horisonten (øverste jordlag). Dødt ved indgår dog ikke i scenarierne for 50 og 150 år efter omlægning.

	Kulstoflager	
	Mio. tons	% af status quo
I dag/status quo	49	100 %
Lige efter omlægning	48	98 %
50 år efter omlægning	52	105 %
150 år efter omlægning	54	110 %
Som Suserup Skov (teoretisk ligevægt)	58	118 %

For de første 150 år efter omlægningen benyttes eksisterende modeller. Disse estimater skal af flere årsager betragtes som konservative, idet de er baseret på vækstmodeller, der er under-

bygget af målinger i skov, hvor der kontinuert sker tyndinger og hugst, og som sjældent bliver mere end 130 år gammel. Vurderingen er derfor, at resultaterne her repræsenterer et underkantsskøn. Omvendt vil der over årene opstå lysninger i skoven som resultat af nedbrud af gamle træer, stormfældning og manglende dræning, hvilket vil trække i den modsatte retning.

Det er sandsynligt, at kulstoflageret når et niveau, hvor det ikke længere stiger, på grund af en ligevægt imellem optagelse og frigivelse (tilvækst og nedbrydning) af kulstof (CO_2), men det er ikke nødvendigvis tilfældet alle steder. Hvis det imidlertid antages, at kulstoflageret stiger til et niveau svarende til Suserup Skov (Figur 23) (Vesterdal og Christensen 2007), vil kulstoflageret på arealerne stige med i alt ca. 10 mio. tons fra 6 til 16 mio. tons. For hele landet vil det svare til en forøgelse af kulstoflageret i skovene på 18 % (Tabel 7), selv når der korrigeres for en nedgang i det ryddede nåleskov. Det svarer til en forøgelse af skovarealet med over 100.000 ha med et kulstoflager svarende til de eksisterende skove.

Det løbende kulstofoptag vil i de første år efter omlægningen fortsætte næsten uændret og vil derefter falde gradvist og sandsynligvis nærme sig nul over en meget lang årrække. Herudover afholder vi os fra at estimere det løbende kulstofoptag, fordi de anvendte modeller, baseret på forstligt drevne skove, vil gøre dette estimat meget usikkert.

Samlet set er samspillet mellem biodiversitet og kulstof/ CO_2 komplekst. Kulstoflageret i biodiversitetsnetværket vil stige over en lang årrække og vil på sigt mindst svare til, at der rejses et tilsvarende areal med ny forstligt drevet skov. Det løbende CO_2 -optag fra atmosfæren vil derimod falde, men også over en lang årrække. Såvel stigningen i lageret som nedgangen i kulstofoptaget er dog beskeden i forhold til Danmarks samlede CO_2 -emission, som i 2013 svarede til 11,5 tons kulstof pr. år (Energistyrelsen 2014).

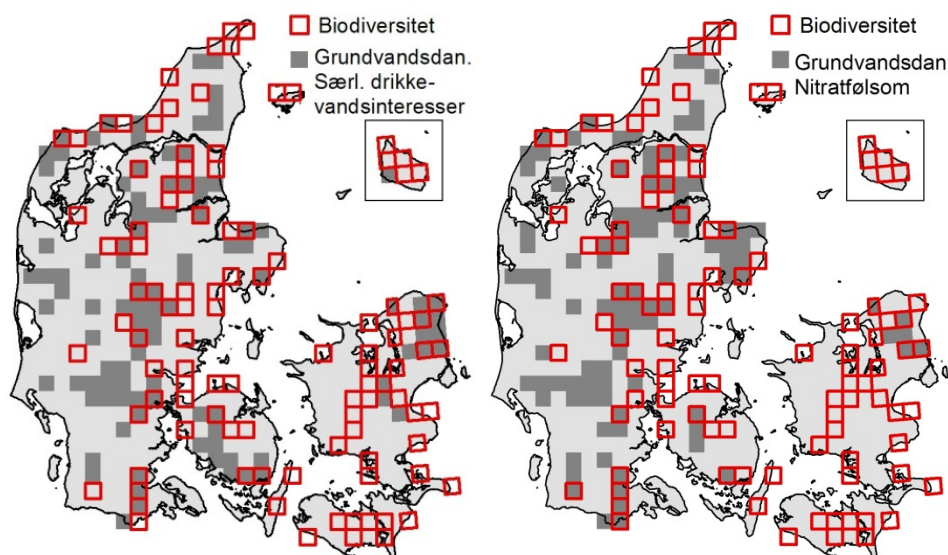
8.4 Betydning for grundvand

Økosystemtjenesterne relateret til grundvand afviger fra de øvrige i kraft af et mindre geografisk sammenfald (Tabel 5, Figur 24). Omvendt findes ca. samme andel af de samlede ydelser (25 %) i biodiversitetskvadraterne. Det skyldes, at grundvandsinteresserne generelt er koncentreret i færre kvadrater. Da kun halvdelen af skovarealet i biodiversitetskvadraterne udpeges, vil kun en mindre andel af disse tjenester blive berørt, men på grund af den manglende information om den lokale udbredelse af løv- og nåleskov kan vi ikke anslå dette mere præcist.

Jævnfør betragtningerne i kapitel 7 er der overvejende synergi imellem de anbefalede biodiversitetstiltag og grundvandstjenesterne. Udlægning af urørt skov og navnlig rydningen af nål forventes at have en svag positiv indvirkning på grundvandsdannelsen. Det viste geografiske overlap er størst i Østjylland og i Nordsjælland (Figur 21). Det vurderes dog, at den (svagt) øgede grundvandsdannelse kun kan have praktisk relevans i sidstnævnte område, da Sjælland samlet set mangler vand i visse perioder. Derfor kan det til gengæld også være relevant at belyse problemstillingen angående urørt skov og grundvandsdannelse nærmere for resten af

Sjælland og Lolland-Falster. Her er der ikke overlap i vores analyse, og faktisk er grundvandsdannelsen i disse områder særligt lille. Netop derfor kan selv små ændringer i grundvandsdannelsen have en vis betydning.

De anbefalede tiltag forventes også at kunne bidrage til en generelt mindsket risiko for udvaskning af næringsstoffer og potentielt også pesticider til grundvandet. På lang sigt kan det dog ikke udelukkes, at der i nogle områder er en vis forøget risiko for nedsivning af nitrat fra skovarealer, som lægges urørt, og som ligger i nitrutfølsomme indvindingsområder. Der er dog ringe evidens vedrørende dette, og en række lokale forhold vil spille ind. Jævnfør Figur 24 vil problemstillingen være mest relevant i det østlige Jylland syd for Limfjorden samt i Nordsjælland. Det er derfor en mulighed at undersøge de relevante sammenhænge nøjere netop i disse områder. Endelig skal det understreges, at risikoen for nitratudvaskning helt overordnet er skabt af forurening fra kilder, som ikke relaterer sig til skovene eller skovbruget.



Figur 24. De 105 biodiversitetskvaldrater prioriteret i hovedscenariet (røde) og de 105 vigtigste kvaldrater mht. grundvandsdannelse i skov beliggende hhv. i områder med særlige drikkevandsinteresser generelt og i nitrutfølsomme indvindingsområder (grå).

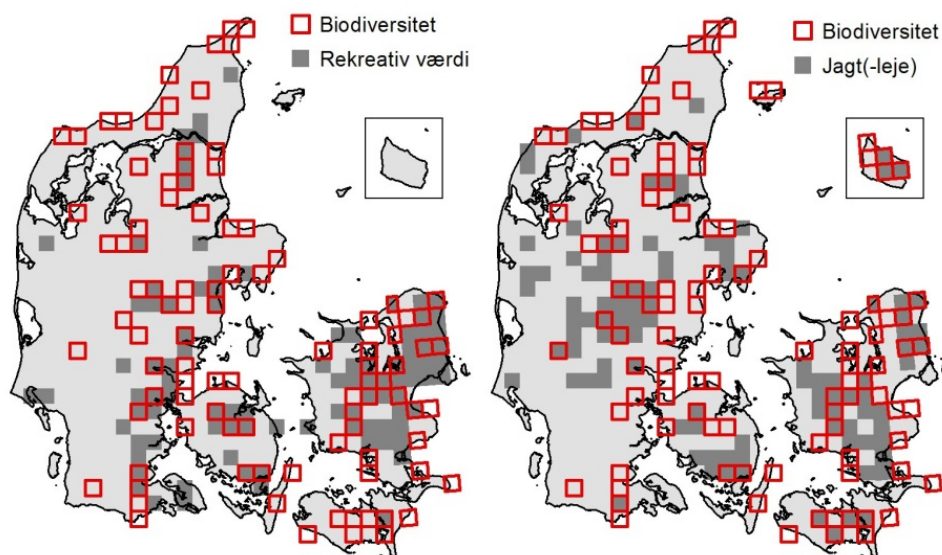
8.5 Betydning for friluftslivet

Friluftslivet afviger fra de øvrige tjenester ved, at en højere andel (36 %) af den samlede nationale værdi ligger i biodiversitetskvaldraterne. Det skyldes især et sammenfald med en række områder af særlig stor rekreativ værdi i Nordsjælland og til dels resten af Sjælland (Figur 25). I alt er 14 af de 25 biodiversitetskvaldrater på Sjælland også blandt landets rekreativt vigtigste. Et betydeligt overlap ses også på Fyn og i det østlige Jylland omkring de større byer.

Overordnet set er det positivt med et sammenfald imellem de vigtige skove for biodiversiteten og de områder, som i dag benyttes af flest mennesker, jf. overvejelserne i kapitel 7. Hvis naturindholdet og kvaliteten øges ved udlægning af urørt skov, forventes områdernes rekreative

værdi at stige yderligere i kraft af en øget oplevelsesværdi og tilstrømning af naturgæster. Denne synergi vil sandsynligvis kunne fremmes af en god formidling af, hvordan biodiversitetshensynet øger naturværdien i de aktuelle områder.

Der forventes ikke nogen betydelig konflikt imellem hensynet til biodiversiteten og friluftslivet, da der ikke lægges op til begrænsninger af friluftslivet i de udpegede områder. Enkelte potentielle konflikter lægger dog op til, at der i forvaltningen af biodiversiteten tages det fornødne hensyn til friluftslivet og til, at man gør meget ud af at formidle formålet med tiltagene for biodiversiteten for at øge forståelsen for forandringerne. Omvendt vurderes det ikke, at en yderligere øgning af det almindelig rekreative brug vil have bemærkelsesværdig negativ indflydelse på biodiversiteten; navnlig ikke hvis der, som anbefalet, udpeges relativt store skovområder.



Figur 25. De 105 biodiversitetskvarter prioriteret i hovedscenariet (røde) og de 105 vigtigste kvadrater mht. hhv. rekreativ værdi (brugsværdi) og jagtinteresser udtrykt ved jagtlejen (grå).

Også for jagtinteressernes vedkommende er der et betydeligt sammenfald med biodiversitetskvarterne (Tabel 5, Figur 25), navnlig på Sjælland og Lolland samt i Midtjylland. I forhold til den generelle rekreative anvendelse er sammenfaldet mindre knyttet til byområderne. Som beskrevet i kapitel 7 vurderes de anbefalede biodiversitetstiltag overordnet set at øge den jagtmæssige værdi. Vi kan ikke ud fra data vurdere dette for de udpegede arealer specifikt, men typisk vil en eventuelt øget jagtværdi knytte sig til de større skovområder. Der synes ikke at være en overordnet konflikt mellem de to hensyn. På den ene side, fordi vi i vores anbefalinger ikke lægger op til begrænsninger af jagten i de udpegede områder, på den anden side, fordi langt den overvejende del af biodiversiteten ikke vil påvirkes af jagt. Generelt er der dog begrænset evidens vedrørende de beskrevne forhold. Det betydelige geografiske sammenfald kunne derfor give anledning til at undersøge sammenhængen mellem jagt, urørt skov og biodiversitet nøjere.

9 Forvaltning på tværs af økosystemtjenester

I forrige kapitel sammenholdt vi det udpegede biodiversitetsnetværk fra hovedscenariet med den geografiske fordeling af de øvrige økosystemtjenester. I dette kapitel foretager vi tilsvarende sammenligninger på tværs af alle økosystemtjenesterne. Dernæst præsenteres et illustrativt eksempel på, hvorledes man kan udnytte viden om økosystemtjenesternes fordeling til at fokusere skovdriften i forskellige skovområder på forskellige driftsformål.

9.1 Tjenesternes geografiske sammenfald

I kapitel 8 sammenlignede vi placeringen af de 105 biodiversitetskvadrater identificeret i hovedscenariet med de 105 kvantitativt vigtigste kvadrater for hver af de øvrige økosystemtjenester (Figur 21, 21, 24 og 25). Det rumlige overlap imellem biodiversitetskvadraterne og de andre tjenester (opgjort som antal kvadrater) blev opsummeret i Tabel 5. Tilsvarende opsummerer Tabel 8 de tilsvarende parvise overlap imellem alle økosystemtjenester. De 105 kvadrater, svarende til 16,6 % af alle kvadrater, er arbitrært valgt, så det svarer til antallet af kvadrater i biodiversitetsnetværket. Vi holder desuden økosystemtjenesterne op imod de 105 mest skovrige kvadrater. Det giver et indtryk af den rumlige korrelation mellem de enkelte tjenester og skovarealet og dermed også af, hvor meget skovarealet betyder for tjenesternes indbyrdes overlap.

Tabel 8. Sammenligning af de 105 kvantitativt vigtigste kvadrater for hver økosystemtjeneste med fordelingen af de andre økosystemtjenester. Tabellen er spejlet omkring diagonalen, som for hver økosystemtjeneste (og skovarealet) altid udgør de 105 vigtigste kvadrater.

Vigtigste 105 kvadrater	Biodiver-sitet	Forstlig værdi	Kulstof-lager	Kulstof-optag	Særlige drikkev. int.	Nitratføls. drikkevand	Rekreativ værdi	Jagtleje	Skovareal	Gns. overlap
Biodiversitet	105	41	38	40	25	27	40	34	38	35
Forstlig værdi	41	105	98	102	62	56	39	84	96	72
Kulstoflager	38	98	105	100	59	52	42	89	96	72
Kulstofoptagelse	40	102	100	105	60	55	41	86	96	73
Særlige drikkev. int.	25	62	59	60	105	79	34	56	60	54
Nitratføls. drikkevand	27	56	52	55	79	105	26	47	54	50
Rekreativ værdi	40	39	42	41	34	26	105	44	39	38
Jagtleje	34	84	89	86	56	47	44	105	88	66
Skovareal	38	96	96	96	60	54	39	88	105	71

Af Tabel 8 fremgår det, at den forstlige værdi samt kulstoflager og kulstofoptag er naturligt stærkt korreleret med skovarealet. Tilsvarende er der et meget stort overlap imellem disse tjenester indbyrdes (98-102 ud af 105 kvadrater) og mellem disse tjenester og kvadraterne med størst skovareal (96 kvadrater). Til gengæld er der et væsentligt mindre overlap imellem disse tjenester (og skovarealet) på den ene side og drikkevandsinteresser og rekreative interesser på den anden. For drikkevandsinteresserne skyldes det, at den geografiske fordeling i sig selv er uafhængig af, hvor der er skov, men i stedet er drevet af den lokale efterspørgsel efter udnyttelse af vandet samt nedbør, geologi og hydrologiske processer. Tilsvarende er de rekreative attraktive kvadrater især drevet af befolkningstætheden i de omkringliggende områder i højere grad end af skovarealet som sådan. Sidste kolonne i Tabel 8 angiver, hvor mange kva-

drater den enkelte ydelse i gennemsnit overlapper med de øvrige. Her ses det, at de vigtigste kvadrater for biodiversitet og den rekreative værdi adskiller sig fra de andre ved et mindre overlap (på hhv. 35 og 38 kvadrater), sammenlignet med 50-73 kvadraters overlap for de øvrige tjenester. Selvom denne forskel ikke er signifikant, indikerer det, at der ved fokus på bevarelsen af biodiversiteten (eller på rekreation) i skoven er et mindre rumligt sammenfald med de øvrige økosystemtjenester relativt set. Dette er en fordel i forhold til de tjenester, hvor fokus på biodiversitet skaber konflikter, nemlig den kommercielle skovdrift (træproduktionen) og kulstofoptaget (se Figur 20). Omvendt kan man i mindre grad udnytte de identificerede synergier i forhold til rekreation og grundvand. Videre analyser har vist, at samme mønster gælder i et bredere interval for såvel mindre som større udpegninger end de 105 kvadrater her.

9.2 Værdimæssigt overlap

I Tabel 9 repræsenterer hver linje de 105 vigtigste kvadrater for de enkelte økosystemtjenester. Første linje viser de vigtigste for biodiversitet, næste linje de vigtigste mht. forstlig værdi osv. Det gråskraverede felt i diagonalen viser, hvor stor en *andel* af tjenesten selv der ligger i disse 105 kvadrater, udtrykt som procent af den samlede ydelse i de 633 kvadrater. De øvrige tal i hver linje viser, hvor stor en andel af de andre økosystemtjenester der ligger i de samme 105 kvadrater. Igen svarer første linje til værdierne i Tabel 5 (tredje kolonne), og igen er skovarealet medtaget til sammenligning.

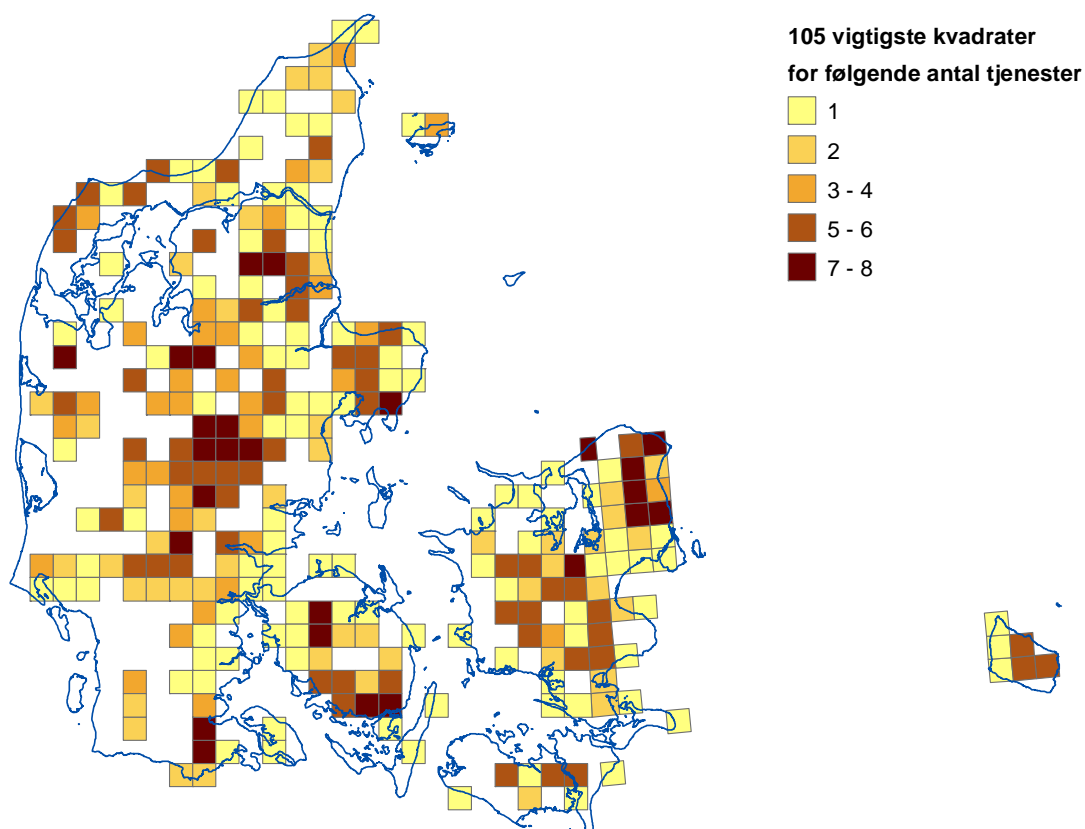
Tabel 9. Sammenligning af værdien af de 105 vigtigste kvadrater i procent af værdien af alle 633 kvadrater for hver økosystemtjeneste med fordelingen af de andre økosystemtjenester. Bemærk, at der kun kan foretages horisontal sammenligning.

Vigtigste 105 kvadrater	Forstlig værdi	Kulstoflager	Kulstof-optag	Særlige drikkev. int.	Nitratføls. drikkevand	Rekreativ værdi	Jagtleje	Skovareal
Biodiversitet	26	27	27	24	23	37	27	25
Forstlig værdi	46	44	45	57	61	35	45	44
Kulstoflager	46	44	45	54	57	37	45	44
Kulstofoptagelse	46	44	45	55	59	36	45	44
Særlige drikkev. int.	38	37	38	73	77	34	36	37
Nitratføls. drikkevand	36	35	36	67	82	28	33	35
Rekreativ værdi	29	30	29	29	24	63	32	28
Jagtleje	45	43	44	51	51	40	46	43
Skovareal	46	44	45	56	59	35	45	45

Mønsteret i Tabel 9 følger naturligt det mønster, som også kunne aflæses af Tabel 8, nemlig at især den forstlige værdi og kulstof-tjenesterne overlapper med hinanden og med skovarealet. Tabellen giver samtidig en indikation af, hvor spredt økosystemtjenesterne er fordelt over hele landet. De vigtigste 105 kvadrater ud af i alt 633 svarer som nævnt til 16,6 %. Hvis en tjeneste var geografisk jævnt fordelt over hele Danmark, ville vi forvente, at den procentvise andel, som er repræsenteret i de grå felter i diagonalen på Tabel 9, skulle være ca. det samme. Det fremgår dog tydeligt, at ingen af tjenesterne er spredt bare nogenlunde ligeligt, da værdierne ligger på 44-82 %. Dette er ikke overraskende, da skovarealet også er meget ujævnt fordelt ud over landet. Som vist på Figur 4 (kapitel 4) er forholdsvis få egne af landet væsentlig mere

skovrige end resten af landet, f.eks. områder i det østlige Jylland, Fyn og Nordsjælland. Ved at udpege de vigtigste 105 felter for forstlig værdi, kulstoflager, kulstofoptag og jagtleje vil man derfor kunne dække ca. 45 % af tjenestens totale værdi. For drikkevandsinteresserne dækker de 105 vigtigste 73-82 % af den samlede værdi, og for rekreation dækkes 63 %, hvilket er udtryk for en endnu mere ujævn fordeling af disse tjenester.

I Figur 26 ses et samlet billede af, hvordan det rumlige overlap for de 105 vigtigste kvadrater for hver økosystemtjeneste fordeler sig geografisk. De mørkere brune kvadrater viser, hvor der er overlap mellem flest økosystemtjenester beregnet ud fra de 105 vigtigste for hver. Det ses, at kvadraterne med flest sammenfald generelt ligger i de skovrigeste egne af Danmark. Derudover er de fordelt nogenlunde ligeligt ud over hele landet med undtagelse af Vestjylland og til dels Lolland og Falster, hvor der er relativt færre af de ”vigtigste” kvadrater. Det er dog værd at huske på, at vi i denne rapport udelukkende kigger på økosystemerne i de danske skove. I det omkringliggende landskab vil der være vigtige økosystemtjenester, som ikke er medtaget på Figur 9.



Figur 26. Figuren viser for hvert kvadrat, hvor mange økosystemtjenester der har dette kvadrat blandt de 105 vigtigste kvadrater. De otte tjenester her er: biodiversitet, forstlig værdi, kulstoflager, kulstofoptag, grundvand nitratfølsom, grundvand særlige drikkevandsinteresser, rekreativ værdi og jagt.

9.3 Optimering af flere ydelser, zoner

Indtil nu har vi belyst, hvordan de forskellige økosystemtjenester fordeler sig ud over landet, og hvilke mulige afvejninger og synergier der er imellem dem. I det følgende belyser vi gennem et illustrativt eksempel, hvordan denne viden kan integreres og udnyttes forvaltningsmæssigt gennem en zoner af skovene på national skala i forhold til forskellige driftsmål. Udgangspunktet er det såkaldte *triad approach* (Seymour og Hunter 1992, Hunter og Calhoun 1996), der er udviklet som en mulig tilgang til bæredygtig forvaltning af naturressourcer. I systemet allokeres arealanvendelsen i forhold til tre forskellige kategorier: (1) Områder med lille eller ingen ressourceudnyttelse, (2) områder med moderat ressourceudnyttelse med betydelige hensyn til økologiske værdier og (3) områder med intensiv råvareproduktion. En zoner af de danske skove efter samme grundprincip kunne omfatte følgende tre zoner med forskellige overordnede drifts- eller forvaltningsmål: (1) biodiversitet, (2) flersidig drift og (3) intensiv træproduktion. I det følgende diskuteres potentielle driftsmål og -vilkår for disse zoner.

Zone 1. *Biodiversitet*: Skov med natur og biodiversitet som væsentligste formål, dvs. urørt skov, jf. beskrivelsen i afsnit 5.1.3, herunder et behørigt hensyn til rekreativ brug af skovene. En sådan zone er i tråd med det nuværende nationale mål om, at mindst 10 % af skovarealet skal sættes af til natur og biodiversitet (Skov- og Naturstyrelsen 1992 og 2002, Regeringen 2014).

Zone 2. *Flersidig drift*: Skov med træproduktion som et væsentligt driftsmål, men under betydelig hensyntagen til andre mål. Én mulighed her er uændrede driftsvilkår i forhold til nu (hvor skovloven principielt stiller krav om flersidig drift), men uden de potentielle lempelser i Zone 3, som beskrives nedenfor. En anden mulighed er en række yderligere bestemmelser, som tilgodeser natur og biodiversitet og eventuelt friluftslivet. Det kunne f.eks. være mindstekrav vedrørende mængderne af dødt ved og gamle træer, krav om en mindsteandel af løvtræer eller varig beskyttelse af særligt gamle bevoksninger. I forhold til friluftslivet kunne det være krav om offentlig adgang uden for veje og stier.

Zone 3. *Intensiv træproduktion*: Her er træproduktion hovedformålet. Også her er uændrede driftsvilkår en mulighed og derfor uden de potentielle yderligere restriktioner beskrevet for Zone 2. En anden mulighed er lempelser i forhold til skovlovens nuværende bestemmelser vedrørende f.eks. andelen af juletræer og pyntegrønt, krav om hugstmodenhed eller de generelle krav om flersidig drift eller brug af kemikalier til f.eks. musebekæmpelse i det omfang, det kan gøres miljømæssigt forsvarligt.

I nedenstående analyse fordeles de danske skove på de tre beskrevne zoner med udgangspunkt i de 633 kvadrater benyttet i de øvrige analyser. Zone 1 *biodiversitet* tager udgangspunkt i hovedscenariet (kapitel 5). Princippet er her som beskrevet at udpege de områder, som er vigtigst for biodiversiteten, med henblik på en række bevaringsmæssige tiltag (*Systematic con-*

servaton planning). Zone 3 til intensiv træproduktion udpeges derimod ud fra den modsatte tilgangsvinkel, hvor man udpeger de områder, hvor en given aktivitet (her intensiv træproduktion) giver anledning til mindst mulig konflikt med biodiversiteten og de øvrige tjenester (*Inverse systematic conservation planning*).

Den tilsigtede arealfordeling sættes i eksemplet til følgende:

Zone 1 *Biodiversitet*: 13 % (jf. hovedscenariet, kapitel 5)

Zone 2 *Flersidig drift*: 67 % (det resterende skovareal, når zonerne 1 og 3 er defineret)

Zone 3 *Træproduktion*: 20 % (sat arbitrært)

Udpegningsprocessen beskrives herunder trinvist med løbende henvisninger til Figur 27.

Trin 1: Zone 1 *Biodiversitet* defineres som biodiversitetsnetværket udpeget i hovedscenariet i kapitel 5 (røde kvadrater). Netværket udgør som beskrevet halvdelen af skoven i de udpegede kvadrater, svarende til 13 % af Danmarks skovareal. Det resterende skovareal i disse kvadrater udlægges til flersidig drift som en del af zone 2.

Trin 2: En potentiel produktionszone (I) identificeres som de 50 % af Danmarks skovareal, der har mindst betydning for biodiversiteten ud fra en komplementaritetsbetragtning (gulbrune kvadrater). Disse kvadrater er samtidig valgt så de indeholder mindst 300 ha skov.

Trin 3: I den potentielle produktionszone (I) identificeres skovarealer af særlig stor betydning for grundvand eller rekreativ brug (blå- og lillaskraverede felter).

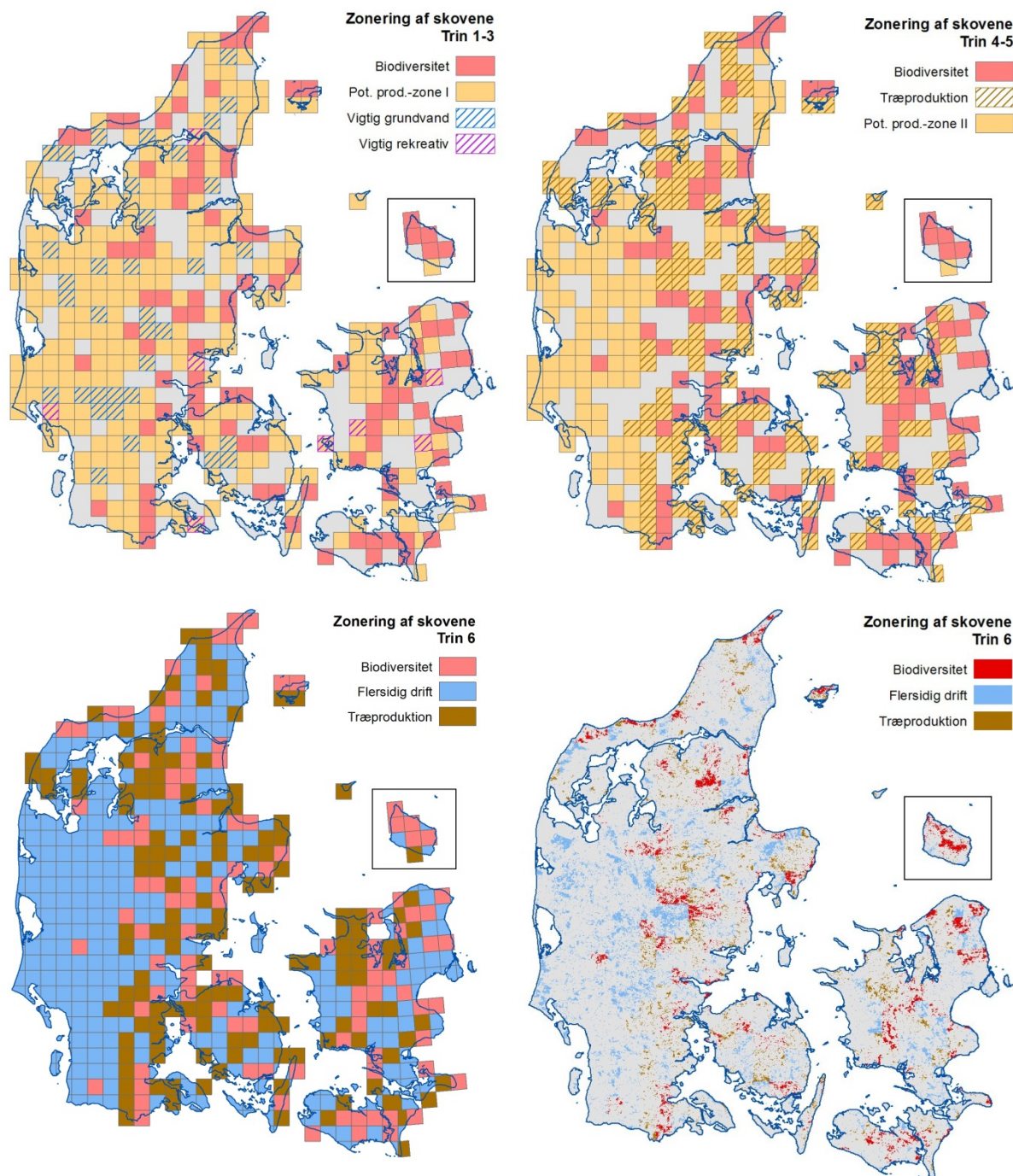
Trin 4. En ny potentiel produktionszone (II) identificeres ved at udelade de særligt vigtige grundvands- eller rekreative kvadrater, idet der også er potentielle konflikter imellem særlig intensiv skovdrift og hensynet til disse to økosystemtjenester. Tilbage er 35 % af Danmarks skovareal.

Trin 5: Inden for den nye potentielle produktionszone (II) udpeges de mest produktive skove (målt som forstlig værdi), svarende til 20 % af det danske skovareal (brun skravering), for at sikre de fornødne hensyn til træproduktionen

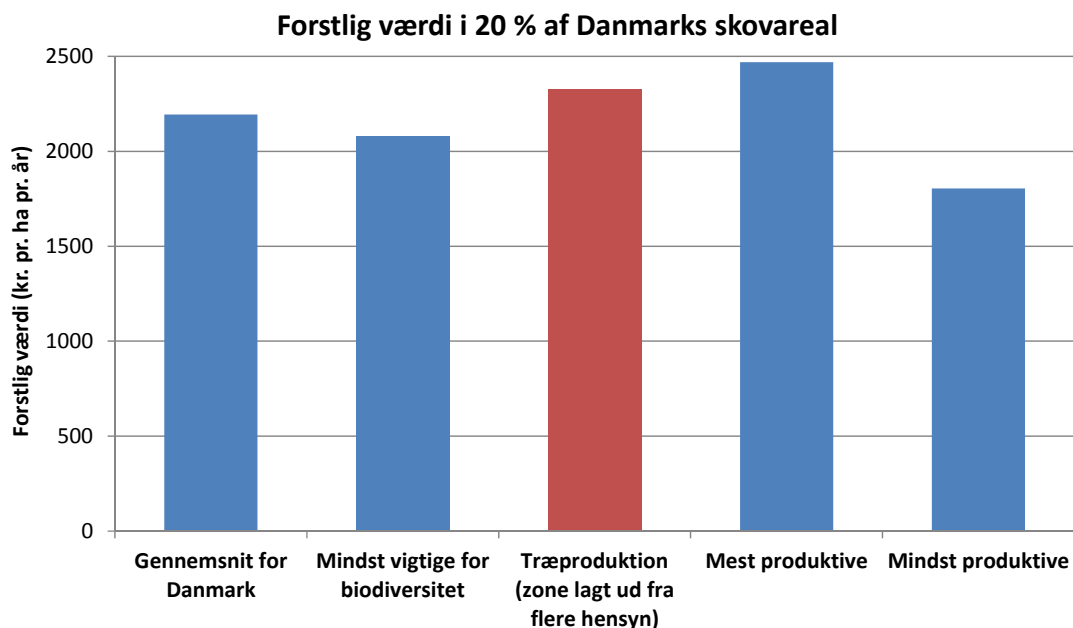
Trin 6: Til sidst udpeges ovenstående arealer som Zone 3 med træproduktion som hovedformål (brune kvadrater), og resten af landets skove udlægges til flersidig drift som den resterende del af Zone 2 (blå kvadrater).

Et vigtigt resultat i det viste eksempel er, at en særlig zone alene til træproduktion kan sammensættes af områder med høj produktivitet, selv når de udpeges med et betydeligt hensyn til mulige konflikter med andre økosystemtjenester. Således viser Figur 9.2, at den forstlige værdi i Zone 3 ligger over gennemsnittet for de danske skove og væsentligt tættere på de mest produktive skove end på de mindst produktive. Meget vigtigt er det også, at Zone 3 ligger betydeligt over den forstlige værdi, der ville være opnået, hvis denne zone var lagt i de 20 % af skovarealet, som er af mindst betydning for biodiversiteten ud fra en komplementaritetsbetragtning (Figur 28).

Samlet set viser analysen, at man ved at differentiere driftsmålene i forskellige skovområder ud fra eksisterende viden kan tage et vidtgående hensyn til skovenes vigtige økosystemtjenester relateret til både biodiversitet, træproduktion, friluftsliv, kulstof (klima) samt grundvand.



Figur 27. Teoretisk eksempel på zonering af de danske skove i forhold til forskellige primære drifts- eller forvaltningsmål. Arealfordelingen i % af Danmarks skovareal er følgende: Zone 1 biodiversitet 13 %, Zone 2 flersidig drift 67 % og Zone 3 træproduktion 20 %. Figur C og D viser begge den endelige zonering, men i Figur D er alene skovarealerne farvede. For nærmere beskrivelse henvises til teksten.



Figur 28. Forstlig værdi i zonen, der i eksemplet udpeges med træproduktion som eneste hovedformål (rød søjle) sammenlignet med en række mulige udpegninger (blå søjler), alle svarende til 20 % af det danske skovareal. Se i øvrigt teksten og Figur 27.

Resultaterne demonstrerer zonerings som et muligt planlægningsværktøj. Nogle forhold kan dog siges at begrænse den praktiske relevans af det konkrete eksempel. Resultaterne bringes derfor til inspiration for diskussion og videre analyse snarere end som et oplæg til konkrete anbefalinger. Først og fremmest ved vi, at skovejere har meget forskellige og ofte netop flersidige målsætninger med deres ejerskab og drift af skoven (Boon et al. 2004). Der kan derfor være mange tilfælde, hvor muligheden for særlig intensiv træproduktion ikke er noget, ejerne vil efterspørge. Derudover indebærer den rumlige opløsning på 10×10 km begrænsninger i forhold til den rumlige konfiguration af zonerne. Dette begrænser bl.a. den lokale fleksibilitet mht. valg af driftsmålsætninger. Dette behov kan f.eks. bedre tilgodeses i en zonerings, hvor der i forskellige geografiske zoner opstilles retningslinjer for andelen af de driftsmæssige zoner, svarende til de 50 % urørt skov og 50 % flersidig drift foreslået for de 105 biodiversitetskvaldrater. I to andre geografiske zoner kunne flersidig drift og træproduktion så fordeles f.eks. i forholdene 90/10 hhv. 50/50. Det vil kunne give den samme arealmæssige fordeling af driftsmålene, men bedre muligheder for at tilgode disse formål overalt i landet.

I eksemplet ligger træproduktionszonen mange steder lige op ad biodiversitetszonen, hvilket kan betragtes som uheldigt. Men netop med den grove rumlige opløsning vil det binde meget store arealer at tilføje et kriterie, der hindrer, at naboceller til biodiversitetskvaldrater bliver produktionszone. Omvendt ligger dette hensyn til dels allerede i det beskrevne Trin 1, hvor de

ikke udpegede arealer i biodiversitetskvarterer henføres til flersidig drift og netop ikke produktionszonen.

I forhold til det konkrete resultat skal det også påpeges, at den rekreative værdi af skovene visse steder, bl.a. nær de større sommerhusområder, kan være underestimeret. Det betyder, at nogle af kvartererne i produktionszonen måske ikke burde være udpeget.

10 Diskussion

I det følgende diskuteres først en række spørgsmål vedrørende omfanget af de præsenterede arealudpegninger i forhold til målsætningen om at bevare skovenes biodiversitet. Dernæst diskuteres en række begrænsninger og grundvilkår for analyserne, og hvordan resultaterne kan bruges i praksis. Efterfølgende diskuteres omkostningsberegningerne og de økonomiske aspekter i øvrigt. Til sidst behandles en række perspektiver vedrørende skovens forskellige samfundsgoder – økosystemtjenesterne – bredere set. En række andre vigtige aspekter er diskuteret tidligere i rapporten. Det gælder bl.a. de grundlæggende biologiske mekanismer af betydning for biodiversitetens tilbagegang og bevarelse (afsnit 2.1), kvaliteten af datagrundlaget for analyserne (Kapitel 4 og kapitel 6), definition og begrundelse af urørt skov som tiltag (afsnit 5.1.3), dækningen af arter og udpeget areal (afsnit 5.2.4 og afsnit 5.3.1), mulighederne for bevarelse af biodiversitet i statsskovene (5.3.3) samt de indbyrdes relationer imellem økosystemtjenesterne (Kapitel 7).

10.1 Det udpegede biodiversitetsnetværk

75.000 ha skov vil gøre en afgørende forskel

Hovedresultatet i denne rapport er, at udpegning af et landsdækkende biodiversitetsnetværk på 75.000 hektar løvskov, hvor den kommercielle skovdrift indstilles, er den mest effektive måde at sikre bevarelsen af den skovlevende biodiversitet i Danmark. Analyserne sandsynliggør, at dette vil gøre en afgørende forskel, fordi de udpegede skovområder dækker biodiversiteten godt; både i kraft af det samlede areal, og fordi de er udpeget ud fra det bedst mulige kendskab til, hvor arterne findes i dag. Analysens målsætning var, at alle 664 skovarter i de konkrete datasæt skal kunne findes mindst tre steder i det udpegede netværk, men udpegningen sikrer samtidig, at de fleste arter findes flere end tre steder. Tre repræsentationer af en art forøger dens chance for overlevelse på sigt betydeligt i forhold til kun én eller to repræsentationer, men må samtidig betragtes som en absolut minimumsdækning. I forhold til den overordnede målsætning om bevarelse af dansk biodiversitet er det afgørende, at det udpegede netværk med stor sikkerhed også vil huse de fleste af Danmarks mange tusind andre skovlevende arter. Denne vurdering bygger på af tidligere analyser af lignende danske data, og uddybes senere i diskussionen.

Er 75.000 ha skov nok?

Er 75.000 ha skov nok til at sikre biodiversiteten fremadrettet? Det spørgsmål er der ikke noget absolut svar på. Omfanget af indsatsen afgør imidlertid, hvor mange danske skovarter der kan bevares fremover, og med hvilken sikkerhed de bevares. Der vil fortsat forsvinde arter fra Danmark; både naturligt og som konsekvens af menneskets tidligere eller aktuelle indgriben i naturen. Der sker også løbende en indvandring af nye arter og genindvandring af tidligere forsvundne arter. Denne dynamik vil blive forstærket af klimaforandringer. Det indebærer, at selv en stor indsats ikke vil være en garanti for, at hver eneste art bevares fremover, men en

garanti for på sigt at miste færre arter og modtage flere, end ved en mindre omfangsrig indsats, herunder den nuværende.

De beskrevne resultater og anbefalinger udgør et samlet, transparent og databaseret bud på, hvordan en effektiv indsats for skovenes biodiversitet kan prioriteres. Den foreslåede løsning sigter mod en arealbaseret forvaltning, som bygger på eksisterende viden, men hvor en succesfuld indsats ikke er afhængig af detailviden om alle de organismer, som indsatsen skal tilgodeses. Således er den bedst mulige dækning af biodiversiteten på national skala sikret ved udpegning af et landsdækkende netværk af skovområder ud fra viden om mange arters nationale udbredelse. Den bedst mulige dækning af biodiversiteten på lokal skala er sikret ved udpegningen af relativt store arealer (80 % af løvskoven) i de enkelte prioriterede kvadrater. Herved sikres også, at flest mulige arter kan opretholde levedygtige bestande på lang sigt. Endelig sikres det, at indsatsen tilgodeser flest mulig arter ved at genoprette skovnaturen i de udpegede skovområder i videst muligt omfang med hele dens vifte af forskellige levesteder. Som diskuteret nedenfor skal man dog ved en praktisk implementering af indsatsen naturligvis så vidt muligt inddrage yderligere viden, navnlig om lokale forhold.

Er 75.000 ha skov meget?

Er 75.000 ha skov urørt skov i Danmark meget? Anlægger man en biologisk vurdering, er svaret nej. Naturlig urørt skov repræsenterer, i sin bredeste forstand, den naturtype, som dominerede i Danmark, før mennesket kom til. Derfor er et flertal af de danske dyr, planter og svampe evolutionært tilpasset skoven som levested. Oven i dette kommer, at biodiversiteten kræver plads. Som nævnt tidligere lyder en af biologiens naturlove: Jo større areal, jo flere arter. Tilsvarende gælder det, at jo mere naturareal og dermed jo flere levesteder som fjernes, jo færre arter er i stand til at opretholde levedygtige bestande på lang sigt. 75.000 hektar svarer til 1,7 % af det danske landareal. Det betyder, at selv hvis man gennemfører den anbefalede indsats, så vil alle Danmarks måske 20.000 skovlevende arter samlet set kun have ganske få procent tilbage af deres oprindelige optimale levested i Danmark.

75.000 ha urørt skov i Danmark er et større areal end estimeret på 47.000 ha, som vi præsenterede i 2012 i samarbejde med De Økonomiske Råd på baggrund af lignende analyser (Petersen m.fl. 2012, De Økonomiske Råd 2012). Forskellen skyldes, at nærværende analyser er baseret på et større og, hvad der er mere vigtigt, et langt bredere sammensat datasæt for arternes udbredelse. Vigtigst er tilføjelsen af svampe, der som gruppe er væsentlig netop i forhold til udpegningen af skov. Desuden er planterne langt bedre repræsenteret end tidligere. Herved repræsenterer datasættet også langt bedre end tidligere skovøkosystemets forskellige nøgleroller. Med det udvidede datasæt er der langt større sikkerhed for, at hovedparten af skovbiodiversiteten er repræsenteret i det resulterende netværk. Et større arealbehov ved inddragelse af nye artsgrupper var forventet og blev noteret som et forbehold netop i forbindelse med de tidligere analyser (Petersen m.fl. 2012).

Skal der mere til?

Selvom biodiversitetsnetværket i hovedscenariet er udpeget ud fra 664 arter, vurderes det som nævnt, at det også vil dække et stort flertal af de måske 20.000 andre arter i de danske skove. Denne vurdering bygger på videnskabelige undersøgelser – nogle af dem udført på lignende danske data – som viser, at data for ét sæt af artsgrupper kan være en god og stærk indikator for udbredelsen af andre (Lund og Rahbek 2000, 2002, Bladt m.fl. 2008). Det gælder især, når analyserne baseres på mange arter tilhørende mange forskellige artsgrupper, og der udpeges relativt mange områder, præcis som det er tilfældet her. Netværkets gode dækning af biodiversiteten understreges af, at de udpegede kvadrater også huser langt de fleste af de arter i det større bagvedliggende datasæt, som af forskellige årsager ikke indgik i analyserne, og som dermed ikke har påvirket udpegningen (se side 39). Med 664 arter ud af måske 20.000 skovlevende arter udgør det benyttede datasæt også en betydelig stikprøve. Til sammenligning anvender man typisk stikprøver på 400-1.000 individer, når man foretager repræsentative politiske meningsmåler, eller samfundsvidenskabelige forskningsstudier af, hvordan forskellige holdninger og præferencer fordeler sig i en befolkning på over 5 millioner mennesker.

Vores hovedanalyser fokuserer på arter tilknyttet løvskove. Der findes imidlertid også arter, som er særligt tilknyttet nåleskov, heriblandt også sjældne og truede arter. I Danmark udgør denne biodiversitet en langt mindre andel end løvskovens, men den er væsentlig, hvis man ønsker at sikre alle danske skovarter. En indsats for disse arter vil kræve udpegning af yderligere områder, som det er belyst i et selvstændigt scenarie i rapporten (afsnit 5.4 på side 51). Som diskuteret i den sammenhæng er det dog mindre klart, hvor stort arealbehovet i nåleskoven er, og hvor stor en del af de truede nåleskovsarter, som vil have gavn af et tiltag som urørt skov.

Selv hvis det anbefalede netværk af skove på 75.000 ha etableres med henblik på at bevare biodiversiteten, så er det som diskuteret et minimumsscenario. Derfor vil det fortsat være relevant også at forbedre forholdene for biodiversiteten i den øvrige del af skoven under behørig hensyntagen til andre samfundsgoder, herunder ikke mindst skovbruget. Sådanne tiltag kan styrke den langsigtede overlevelse både af arter inden for biodiversitetsnetværket og de relativt få arter, som ikke findes i dette.

Den hidtidige indsats

I forhold til et biodiversitetsnetværk på 75.000 ha urørt skov svarende til 13 % af skovarealet er den hidtidige indsats i Danmark beskeden. Således var der i 2012 formelt udlagt ca. 7.500 ha urørt skov, heraf dog ca. 1.800 ha nåleskov, som typisk er af begrænset værdi for biodiversiteten (Johannsen m.fl. 2013). Derudover var der udlagt ca. 9.300 ha med såkaldte gamle driftsformer som plukhugst, stævningsskov og græsningsskov samt ca. 4.500 ha beskyttet egekrat. Meget af sidstnævnte areal er dog alene beskyttet ved, at der ikke må plantes andre træarter end eg. Endelig er der i Natura 2000-områderne kortlagt ca. 19.000 ha med skovnaturtyper beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv. De fleste af disse "habitatskove" drives

dog forstligt, og som beskrevet i kapitel 2 opfylder de ikke målsætningen om såkaldt gunstig bevaringsstatus (Nygaard m.fl. 2013). Ovenstående arealer er delvist overlappende, så der i alt er ca. 35.000 ha skov, svarende til 6 % af skovarealet, med natur eller biodiversitet som en del af de formelle driftsmål (Johannsen m.fl. 2013).

Ved siden af dette viser Danmarks skovstatistik, NFI, at der i dag findes ca. 37.000 ha løv- og nåleskov, som karakteriseres som uensaldrende naturskov (Nord-Larsen m.fl. 2015), dvs. arealer, som p.t. tilsyneladende ikke drives forstligt. I den statistik indgår principielt de allerede nævnte arealer med bl.a. urørt skov og habitatskov, men langt det meste er ikke formelt udlagt som urørt skov, og arealerne kan også omfatte tilgroede § 3-arealer som eksempelvis pilemoser. Arealernes status som urørt er dermed ikke sikret, ligesom deres potentielle værdi for biodiversiteten er ukendt.

Der findes i Danmark en række værdifulde naturskove, som allerede nu er udlagt som urørte, og hvoraf de fleste naturligt ville indgå i biodiversitetsnetværket. Eksempler er Tofteskov i Himmerland, Draved Skov i Sønderjylland og Suserup Skov ved Sorø. Sådanne skove udgør på landsplan kun et beskedent areal, men der findes ingen systematisk opgørelse af dette. Skovene indgår principielt i skovstatistikken, men kun delvist i de andre nævnte opgørelser. Vi har ikke analyseret, hvordan de forskellige arealer beskrevet ovenfor fordeler sig geografisk i forhold til udpegningerne i denne rapport.

Afslutningsvis skal det nævnes, at alle statsejede skovarealer siden 2005 har været drevet efter såkaldte naturnære principper, blandt andet for at forbedre forholdene for biodiversiteten (Naturstyrelsen 2005). Skovene drives dog stadig med træproduktion som hovedmål, og effekten af tiltagene i forhold til bevarelsen af biodiversitet er usikre og udokumenterede.

10.2 Grundvilkår for analyserne og anvendelse af resultaterne

Grundvilkår for analyserne

De præsenterede udpegninger er resultatet af en optimering, som sikrer den bedste dækning af arter inden for færrest mulige områder ud fra princippet om komplementaritet. Det har den naturlige konsekvens, at nogle områder af høj værdi for biodiversiteten isoleret set kan være nedprioriteret, fordi de alene huser arter, som findes andre steder i netværket. Dette blot for at understrege, at det ikke er tilstræbt at udpege alle skovarealer med høj biodiversitet.

Et grundvilkår for analyserne, og dermed prioriteringen af skovområder, er desuden opdelingen af landet i 10×10 km-kvadrater. Det udspringer dels af måden, hvorpå de underliggende atlasdatasæt er bygget op, men skaber samtidig sammenlignelige analytiske enheder, som er hensigtsmæssige i denne sammenhæng. Brugen af kvadrater har nogle klare analytiske fordele, men giver også nogle udfordringer i fortolkningen af resultaterne. Blandt andet opdeler kvadraterne i nogle tilfælde skovområder, hvor det kan være mere hensigtsmæssigt at prioritere naturligt sammenhængende områder i deres helhed. Tilsvarende kan kvadraterne i nogle

tilfælde opdele sammenhængende bestande af arter, således at det opgjorte antal repræsentationer i udpegningerne for den enkelte art ikke altid afspejler antallet af egentlige geografisk adskilte bestande. Givet det store antal kvadrater vurderer vi dog, at disse tekniske aspekter ikke har væsentlig betydning for placeringen af det udpegede biodiversitetsnetværk, dets omfang eller dets evne til at repræsentere arterne.

Arealprioriteringen ud fra princippet om komplementaritet medfører også, at udpegningen i høj grad styres af arter, som kun findes i ret få kvadrater. Dette er en afgørende faktor i optimeringen af et netværk med henblik på den bedst mulige dækning af arter. Det kan dog også have den konsekvens, at nogle områder udpeges på baggrund af arter, som nok er sjældne i Danmark, men mere almindelige i udlandet. Det kan påvirke resultaterne; nok mest udpræget på Bornholm og mere generelt i de særlige analyser for nåleskovsarter. Tilsvarende kan nogle områder være udpeget på grund af arter, som efter en nærmere evaluering viser sig ikke at være forvaltningsrelevante i det aktuelle område. Men på grund af det høje antal arter, der samlet set ligger til grund for udpegningen, vurderes disse aspekter at være uvæsentlige for langt de fleste udpegede arealer. Det understøttes af supplerende analyser, som viser, at de fleste kvadrater, som teknisk set er udpeget på grund af en eller nogle få sjældne arter, også huser andre af datasættets sjældne og/eller truede arter.

Implementering af et biodiversitetsnetværk

Vores analyser fokuserer på den nationale skala og udstikker overordnede retningslinjer for indsatsen. De netop beskrevne forhold, og flere andre, skal naturligvis tages i betragtning ved en praktisk implementering af biodiversitetsnetværket. De viste prioriteringer skal bruges intelligent og ledsages af en stor portion biologisk og forvaltningsmæssig fornuft og brug af supplerende viden, ikke mindst om lokale forhold. Man må se nærmere på, hvorfor de enkelte kvadrater er prioriteret, og hvilke skovområder de indeholder, og hvad man i øvrigt ved: Hvad er status for de arter i datasættet, som har været afgørende for udpegningen af områderne? Hvilke andre arter findes der? Hvilke konkrete områder kan med fordel inddrages, og hvordan afgrænses de?

Flere andre forhold kan tages i betragtning ved implementeringen af et biodiversitetsnetværk. Det kan overvejes, om der nogle steder med fordel kan udpeges større sammenhængende områder end dem, som udpeges i vores analyser, delvist betinget af de analytiske enheder på 10×10 km. Analyserne viser desuden, at der er en vis fleksibilitet i udpegningen af områder. Det betyder, at der selv inden for målsætningen om tre repræsentationer i nogle tilfælde kan udpeges andre skovområder som alternativ til det viste netværk. Disse muligheder kan belyses nærmere og potentielt udnyttes i en implementeringsfase. Samlede forvaltningsplaner for løv- og nåleskov, der hvor udpegninger i disse scenarier er sammenfaldende, er også en mulighed. Endelig kan en række forhold af ikke biologisk karakter tages i betragtning, herunder ikke mindst ejerforholdene: Er der mange eller få ejere, hvem er ejerne etc.?

Bemærkninger vedrørende svampe

Et enkelt og mere konkret forhold ved selve analyserne, som er værd at bemærke, er, at svampearter udgør 353 af de 664 arter i datasættet for løvskov. Svampene har derfor stor indflydelse på udfaldet af prioriteringsanalyserne. Dette er en *tilsigtet* konsekvens af princippet om komplementaritet, som dog er uheldig, hvis det *utilstet* sker på bekostning af de andre artsgrupper. Supplerende analyser viser imidlertid, at svampene kun er svagt overrepræsenteret i det udpegede netværk for løvskov, og at svampene ikke markant styrer netværkets overordnede geografiske mønster. En afgørende faktor for dette er opdelingen af data og analyser på hhv. løv- og nåleskov. I datasættet for særlige nåleskovsarter udgør svampene 75 % og er følgende mere afgørende for udfaldet af analyserne relateret til nåleskov.

10.3 Økonomiske aspekter

I nærværende rapport anslås det, at det vil koste knap 143 mio. kr. årligt at henlægge det udpegede biodiversitetsnetværk på ca. 75.000 hektar som følge af tabte indtægter fra skovbruget, de såkaldte alternativomkostninger. I det følgende diskuteres en række forhold, som vil kunne påvirke dette estimat i op- eller nedadgående retning.

Grundantagelser for beregningerne

Resultatet er især baseret på beregninger for bøgeskov, som resulterer i estimater på 1.525-2.170 kr. pr. ha pr. år. Beregningerne bygger på en række antagelser om, hvordan skovene dyrkes, hvor komplette og produktive de er, hvilke råtræspriser, der anvendes, og meget mere. Hvis de aktuelle skovarealer, driften af dem eller andre forudsætninger afviger fra disse antagelser, vil det også påvirke omkostningsestimaterne. Værdien af en skov på et givet tidspunkt afhænger bl.a. af, hvor meget vedmasse der står på arealet, og hvilken kvalitet denne vedmasse har. Dette er beregnet ved hjælp af tilvækstmodeller, hvor det antages, at alle arealer drives efter principper, der optimerer kvalitet og vedmasse, samt at bevoksningerne er komplette. Der er dog formentlig en del arealer, hvor ejerne ikke har strengt økonomisk fokus. Som nævnt findes der jf. Danmarks Skovstatistik ca. 37.000 ha skov, som karakteriseres som uensaldrende naturskov (Nord-Larsen m.fl. 2015), dvs. arealer, som tilsyneladende ikke drives forstligt. Sandsynligvis er der også arealer, som blot drives mindre intensivt, end tilvækstmodellerne forudsætter. Endelig findes der som nævnt en række velkendte naturskove, som allerede i dag er uden forstlig drift af hensyn til natur og biodiversitet, og som naturligt vil indgå i et biodiversitetsnetværk. Alternativomkostningen er principielt upåvirket af, hvordan arealet drives i dag, men man kan argumentere for, at en del af den anslåede omkostning afholdes allerede på de arealer, der i dag ikke drives optimalt eller slet ikke drives. Ud fra den betragtning vil de faktiske fremtidige omkostninger være lavere end rapportens estimat.

Rapportens omkostningsestimater er desuden beregnet som såkaldte marginale omkostninger, dvs. et estimat for, hvad det koster at henlægge den enkelte ekstra hektar skov som urørt. Heri er indregnet alle variable udgifter og indtægter relateret direkte til driften af det enkelte areal. Tilgangen betyder til gengæld, at de såkaldte kapacitetsomkostninger holdes uændrede og

derfor ikke påvirker omkostningsestimaterne. Kapacitetsomkostninger omfatter generelle omkostninger som f.eks. lønninger og andre udgifter relateret til administration, udgifter til vedligeholdelse af infrastruktur som veje samt udgifter til ejendomsskatter. Man kunne forestille sig, at henlæggelse af 75.000 ha ville medføre et fald i nogle af disse kapacitetsomkostninger, og i så fald skulle rapportens omkostningsestimat justeres ned.

I denne rapport har vi ikke taget stilling til, hvilke eventuelle yderligere tiltag man måtte ønske at gennemføre i forbindelse med, at et skovareal lægges urørt, herunder eventuelle fremtidige naturgenopretnings- eller plejeinitiativer. Potentielle indtægter og omkostninger relateret til dette er således ikke medtaget i beregningen af de årlige omkostninger. Hvis dele af bevoksningernes værdier realiseres, f.eks. fra mellemaldrende bøgebevoksninger, så vil omkostningsestimatet skulle nedjusteres. Omvendt kan pleje i form af f.eks. græsning eller høstet medføre, at omkostningsestimatet skal opjusteres.

Omkostningsestimatet er også påvirket af den anvendte diskonteringsrente. De præsenterede estimater er baseret på en rente på 3 %, som svarer til den langsigtede ækvivalent til den samfundsøkonomiske rentetrappe, der anbefales af Finansministeriet i samfundsøkonomiske analyser med langt sigte. En følsomhedsanalyse af valget af diskonteringsrenten viser, at en rente på hhv. 2 og 4 % medfører samlede omkostninger for biodiversitetsnetværket på hhv. 150 og 136 mio. kr. årligt.

Naturstyrelsen beregninger

Naturstyrelsen har tidligere foretaget tilsvarende beregninger på omkostningen ved henlæggelse til urørt skov, som beløber sig til 2.200-2.500 kr. pr. ha pr. år for løvskov (Miljøministeriet intern kommunikation, aktindsigt via Kragesteen 2015). Dette interval er højere end den rapportes estimater på 1.525-2.170 kr. pr. ha pr. år. En væsentlig årsag til denne forskel er formentlig, at Naturstyrelsens estimat er baseret på henlæggelse af hovedsagelig ældre bevoksninger, hvor værdien af den stående vedmasse er større end i yngre bevoksninger. En udpegning bestående af 80 % af løvskovsarealet i de enkelte kvadrater som antaget i vores scenarier vil dog typisk også omfatte yngre bevoksninger. I sammenhæng med anbefalingerne i denne rapport anses de anvendte estimater derfor for retvisende.

Samfundsøkonomiske gevinster

Vi har i de økonomiske opgørelser fokuseret ensidigt på de samfundsøkonomiske omkostninger ved at stoppe skovdriften af hensyn til biodiversiteten. Som det fremgår af overvejelserne i kapitel 7, er der dog flere sandsynlige synergier i forhold til andre økosystemtjenester ved udlægning af urørt skov. Det har ikke været inden for rammerne af dette projekt at kvantificere de biofysiske påvirkninger eller at opgøre værdien af disse, men samspillet med andre økosystemtjenester vil potentielt kunne betyde samfundsøkonomiske gevinster. Vi beskriver herunder kort de mulige afledte værdier.

Gevinsterne ved at bevare biodiversiteten og naturligt velfungerende økosystemer i bredere forstand er vanskelige at kvantificere, men er potentielt meget store. Adskillige studier af den danske befolknings betalingsvilje for forskellige former for biodiversitet viser imidlertid entydigt, at bevarelse af biodiversitet er forbundet med betydelige værdier (Se f.eks. Jacobsen m.fl. 2008, 2011, 2012, Lundhede m.fl. 2013, 2014, Campbell m.fl. 2014, Dallimer m.fl. 2015). Lagring og optagelse af kulstof (CO₂) fra atmosfæren er også forbundet med økonomiske gevinster for verdenssamfundet generelt set (Frankhauser m.fl. 1997, Anthof og Tol 2010). Samspejlet mellem biodiversitet (urørt skov) og CO₂ er dog komplekst, og det er sandsynligt, at den langsigtede nettoeffekt er negativ pga. et faldende kulstofoptag. Øgede rekreative værdier er også blandt de potentielle gevinster, og som tidligere nævnt viser forskellige værdisætningsstudier, at der er betalingsvilje for rekreative oplevelser forbundet med skov (Nielsen m.fl. 2006, Termansen m.fl. 2012). Endelig vil en potentielt forøget grundvandsdannelse og bedre grundvandsbeskyttelse være forbundet med samfundsøkonomiske gevinster. Således har den danske befolkning en høj betalingsvilje for naturligt urenset grundvand, som blandt andet kan sikres under de danske skove (Hasler m.fl. 2007, Campbell m.fl. 2014). De nævnte studier understreger, at der kan være store afledte gevinster ved bevarelsen af biodiversitet. Disse gevinster kan potentielt reducere eller endog eliminere de samfundsøkonomiske omkostninger.

10.4 Perspektiver i forhold til skovens forskellige samfundsgoder

De præsenterede analyser viser, at skovens økosystemtjenester er fordelt forskelligt ud over landet. Det kan i høj grad henføres til, at nogle egne af landet er væsentligt mere skovrige end andre, men navnlig for biodiversitet, grundvandsdannelse og grundvandsbeskyttelse samt rekreativ værdi er der geografiske forskelle, som rækker ud over dette. Samtidig viser rapportens sammenligninger på tværs af økosystemtjenester, at der er potentielle konflikter imellem økosystemtjenesterne i forhold til, hvordan skoven drives. Der er også nogle synergier, selv om der i de fleste tilfælde ikke er tale om stærke relationer. Disse forhold er ikke overraskende, men betyder til gengæld, at der helt principielt er en potentiel samlet gevinst at hente ved at udnytte denne viden i forvaltningen af skovene.

I tråd med ovenstående har vi præsenteret et illustrativt scenarie, hvor de danske skove fordeles ud på tre zoner med forskellige hovedformål, ud fra det såkaldte *triad approach*, for bæredygtig arealudnyttelse: en zone med biodiversitet som det væsentligste forvaltningsmål, en zone med flersidig drift og en zone til intensiv træproduktion. Denne analyse bekræfter, at man ved at differentiere driftsmålene i forskellige skovområder ud fra eksisterende viden kan tage et vidtgående hensyn til adskillige af skovens vigtige økosystemtjenester. Det er en vigtig pointe, som kan tjene til inspiration for diskussion og videre analyse, selv om en række forhold som allerede påpeget muligvis begrænser den praktiske relevans af det konkrete eksempel.

Hvad siger skovloven?

Hvis man vil forfølge ovenstående tankegang fremadrettet, er det relevant at se på, hvordan skovloven regulerer området. Et hovedformål med skovloven, herunder fredskovsplikten, har de sidste 200 år været at sikre træproduktionen. Alligevel er der tradition for i et vist omfang også at tilgodese underordnede formål. I skovloven er der tilmed et krav om bæredygtig skovdrift, som ved sin formulering dækker over flersidig drift. Skovloven siger bl.a., at *"[...] bæredygtig skovdrift betyder inddragelse af såvel økonomiske som økologiske og sociale værdier"* (§ 1, Stk. 2) og videre, at *"[...] bæredygtig drift indebærer, at det ved driften af det enkelte fredskovspligtige areal [...] tilstræbes at 1) fremme opbygningen af robuste skove, 2) sikre skovens produktion, 3) bevare og øge skovens biologiske mangfoldighed og 4) sikre, at hensynet til landskab, naturhistorie, kulturhistorie, miljøbeskyttelse og friluftsliv kan tilgodeses"* (§ 1, stk. 3) (Naturstyrelsen 2015). Loven understreger altså, at der skal tages hensyn til alle de nævnte samfundsgoder på det enkelte skovareal. Denne begrænsning er interessant i forhold til muligheden for at udlægge større områder urørt af hensyn til biodiversiteten og generelt i forhold til den klare konflikt, der er imellem hensynet til biodiversitet og en effektiv træproduktion. Begrænsningen er også interessant i forhold til muligheden for i en bredere sammenhæng at opstille differentierede målsætninger for skovene i en større geografisk skala.

På trods af ovenstående er det ikke ukendt i dansk skovforvaltning, at der bl.a. gennem lovgivningen opstilles særlige krav eller restriktioner på forskellige arealer, netop for at fremme eller begrænse nogle driftsformål frem for andre. Et eksempel er, at skovloven foreskriver, at maksimalt 10 % af et skovareal må anvendes til juletræer og pyntegrønt i kort omdrift. Tilsvarende begrænsninger gælder f.eks. stævningskov og græsningsskov. Den eksisterende nationale målsætning om at afsætte 10 % af skovarealet primært til natur og biodiversitet sigter reelt også mod differentierede målsætninger i udvalgte områder.

Manglende viden

Arbejdet med at afklare de indbyrdes relationer imellem økosystemtjenesterne har været forbundet med store udfordringer og har afsløret, at der på flere områder mangler basal viden om sammenhængen imellem de enkelte økosystemtjenester og måden, hvorpå de enkelte skovområder forvaltes. Den spredte eller manglende viden er sandsynligvis også årsagen til, at den offentlige debat på dette felt ofte præges af holdninger, fornemmelser og anekdoter. På adskillige områder synes der at være et stort behov for at tilvejebringe mere konkret evidens. Dette gælder blandt andet, hvad udlægning af urørt skov betyder for skovens evne til at beskytte grundvandskvaliteten. Det gælder også, hvordan befolkningen opfatter og oplever et landskab med urørt skov, samt ikke mindst de potentielle gevinster, både oplevelsesmæssige og økonomiske, ved at få flere større skovområder med et større naturindhold.

Fremtidige studier bør også – på baggrund af eksisterende såvel som ny viden – tilstræbe at udvikle modeller, som mere kvantitativt og med større rumlig opløsning beskriver de forhold, som nærværende undersøgelse forholder sig mere overordnet til. Disse studier bør også tilstræbe at udrede de økonomiske konsekvenser i forhold til både direkte og afledte effekter på økosystemtjenesterne.

Skovrejsning og økosystemtjenester

Analyserne i denne rapport inddrager alene eksisterende skove. I forhold til nogle samfundsgoder giver skovrejsning dog på lang sigt nogle yderligere muligheder. For det første vil skovrejsning i sagens natur kunne kompensere for den tabte træproduktion ved etablering af et biodiversitetsnetværk, ligesom den på sigt kan øge oplagringen af kulstof og potentielt fortrængningen af fossile brændstoffer. For det andet er skovenes beliggenhed afgørende i forhold til beskyttelsen af drikkevandsressourcer og deres brugsværdi for den almindelige skovgæst. Derfor kan man ved skovrejsning målrette skovene direkte mod den faktor, der betyder mest for disse goder.

Som middel til bevarelse af biodiversitet er skovrejsning ved tilplantning af agerland generelt set både dyrt og ineffektivt (Petersen 2012). Det at lade åbne arealer springe i skov naturligt er dog langt billigere og kan udvalgte steder støtte bevarelsen af biodiversitet. Dette middel kan skabe bufferzoner omkring mindre, men værdifulde skove og samtidig forøge arealet af disse og skabe blødere overgange imellem skov og agerland. Nogle steder vil det potentielt også kunne øge den biologiske sammenhæng imellem adskilte skove inden for et biodiversitetsnetværk.

En forøgelse af skovarealet *på intelligent vis* kan med andre ord understøtte alle økosystemtjenester behandlet i denne undersøgelse med undtagelse af grundvandsdannelsen, som grundlæggende er mindre i skov end i åbent land. Om skovrejsning – eller tilgroning af åbne arealer – ud fra en overordnet samfundsøkonomisk betragtning kan betale sig, er dog et andet spørgsmål, som ikke er belyst her.

Opsamling

Etablering af et biodiversitetsnetværk af skove uden kommerciel skovdrift er nødvendig, hvis den politiske målsætning om at bremse biodiversitetens tilbagegang skal opfyldes. Dette vil have nogle omkostninger for samfundet i form af tabte indtægter fra træproduktion. En hensigtsmæssig udpegning af skovområderne i et biodiversitetsnetværk vil dog kunne begrænse disse omkostninger, samtidig med at det sikrer biodiversiteten bedst muligt inden for det afsatte areal. Desuden er indsatsen ikke alene forbundet med omkostninger. Bevarelsen af biodiversiteten har i sig selv en værdi, og der vil desuden være en række afledte samfundsmæssige gevinster i forhold til blandt andet skovenes oplevelsesværdi, drikkevandsressourcerne og lagringen af kulstof, omend faldende kulstofoptag på sigt er en sandsynlig negativ effekt.

Skovene leverer forskellige samfundsgoder. De er fordelt forskelligt ud over landet, og de kan tilgodeses i forskellig grad ved måden, hvorpå det enkelte skovareal forvaltes. I forhold til dette identificerer denne undersøgelse nogle konflikter, men også nogle mulige synergier. I den sammenhæng er der nogle uudnyttede muligheder i en overordnet strategisk planlægning på national og regional skala, hvor man i højere grad end nu søger at fokusere forvaltningen af de enkelte skovområder på forskellige formål. En sådan planlægning kan i givet fald med fordel også inddrage eventuel fremtidig skovrejsning.

11 Konklusioner

Denne rapport belyser, hvilke skovområder i Danmark der bør prioriteres i en omkostningseffektiv indsats for bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. Den undersøger endvidere, hvad en sådan indsats koster, og hvad den kan betyde for skovens andre samfundsgoder. Hovedkonklusionerne er følgende:

- **Et areal på mindst 75.000 ha løvskov uden forstlig drift vil gøre en afgørende forskel for biodiversiteten.** Et netværk af urørt løvskov af denne størrelsesorden, placeret ud fra kendskab til arternes udbredelse, er nødvendigt for at sikre hovedparten af den skovlevende biodiversitet i Danmark på lang sigt. Arealet svarer til 1,7 % af Danmarks landareal eller 13 % af skovarealet.
- **En landsdækkende indsats er nødvendig.** Hvis Danmarks biodiversitet skal sikres, skal indsatsen omfatte skove i det meste af landet, både i skovrige og mindre skovrige egne. Det vil samtidig gøre indsatsen mere omkostningseffektiv.
- **En indsats i statsskovene kan ikke stå alene.** En stor del af den skovlevende biodiversitet findes kun i områder med meget lidt statsskov. Derfor er en betydelig indsats i private skove nødvendig. I det udpegede biodiversitetsnetværk på 75.000 ha er ca. 22.000 ha statsskov svarende til ca. 20 % af det samlede statsskovareal.
- **Differentierede driftsmål for skovene kan sikre både biodiversiteten og skovens andre samfundsgoder.** Størstedelen af det udpegede biodiversitetsnetværk er ikke sammenfaldende med de vigtigste områder for de øvrige samfundsgoder, hvilket reducerer eventuelle konflikter. På de udpegede arealer kan den nødvendige omlægning til urørt skov dog få betydning – positiv eller negativ – for de øvrige økosystemtjenester:
 - **Der er en konflikt mellem biodiversitet og forstlig drift.** Ophør af skovdrift i biodiversitetsnetværket vil have en omkostning i form af tabte indtægter fra træproduktion. Denne omkostning anslås til 143 mio. kr. årligt for de udpegede 75.000 ha skov. Der vil også være samfundsøkonomiske gevinster ved mere naturrig skov, men de er ikke opgjort.
 - **Samspillet mellem biodiversitet og CO₂ er komplekst.** Kulstoflageret i biodiversitetsnetværket vil stige over en meget lang årrække og vil på sigt mindst svare til, at der rejses et tilsvarende areal med ny forstligt drevet skov. Det løbende CO₂-optag fra atmosfæren vil derimod falde, men over en lang årrække.
 - **Oplevelsesværdien i skovene vil stige.** Udlægning af urørt skov forstærker nogle elementer, som typisk værdsættes af skovgæsterne, og vil ikke indebære nævneværdige begrænsninger for friluftslivet. Det forøgede naturindhold i de udpegede skove forventes at øge oplevelsesværdien og tilstrømningen af naturgæster.
 - **Jagten i skovene vil forbedres eller forblive uændret.** Arealer med urørt skov forventes at understøtte en større mængde vildt. På sigt formodes dette at øge jagtens værdi både i og omkring skovene. Der er dog kun begrænset evidens på dette felt.
 - **Overvejende positivt samspil mellem biodiversitet og grundvand.** Der forventes en stigning i grundvandsdannelsen i skovene som indgår i biodiversitetsnetværket, som følge af ophørt dræning og mindre nåleskov. En eventuel påvirkning af grundvandskvaliteten er ikke veldokumenteret og hænger overvejende sammen med forureningskilder uden for skovene.

12 Litteratur

- Anonym (1996): Bekendtgørelse nr. 142 af 21/11/1996 af Konvention af 5. juni 1992 om den biologiske mangfoldighed.
- Anthoff, D. og R. S. J. Tol (2010): On international equity weights and national decision making on climate change. *Journal of Environmental Economics and Management* 60: 14-20.
- Araujo, M. B. (2003): The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 12: 5-12.
- Araujo, M. B. og C. Rahbek (2007): Conserving biodiversity in a world of conflicts. *Journal of Biogeography*. 34: 199-200.
- Asferg, T. (2013): Vildudbyttestatistik for jagtsæsonen 2012/13. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 9 s.
- Bakhtiari, F., J. B. Jacobsen, B. J. Thorsen, T. H. Lundhede, N. Strange, M. Boman og J. Gibbons (in prep): Valuation of biodiversity protection across borders: Limits to the public good?
- Bastrup-Birk, A., P. Gundersen og K. Hansen (2003): Nedsivning til grundvand under skove. I Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K. og K. Hansen (eds.). Skovbrugsserien nr. 34, Skov & Landskab, Hørsholm. 122 s.
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B.H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A.A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., van Soest, D. og Termansen, M. (2013): Bringing ecosystem services into economic decision-making land-use in the United Kingdom. *Science*. 341: 45-50.
- Beier, C. og P. Gundersen (1993): Luftforurening i bevoksningsrande. *Videnblad Skovbrug*. 8: 4-1. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm.
- Bladt, J., F. W. Larsen og C. Rahbek (2008): Does taxonomic diversity in indicator groups influence their effectiveness in identifying priority areas for species conservation? *Animal Conservation*. 11: 546-554.
- Boon, T. E., H. Meilby og B. J. Thorsen (2004): An empirically based typology of forest owners in Denmark – improving the communication between authorities and owners. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 19 (suppl. 4): 45-55.
- Bruun, H. H., J. Heilmann-Clausen, R. Ejrnæs, A. H. Petersen og C. Rahbek (2015): Tvivlsom rapport om træer og blade. *Analyse i Politiken* 4. marts 2015.
- Burgess, N. D., C. Rahbek, F. W. Larsen, P. Williams og A. Balmford (2002): How much of the vertebrate diversity of sub-Saharan Africa is catered for by recent conservation proposals? *Biological Conservation*. 107: 327-339.
- Campbell, D. S. E. Vedel, B. J. Thorsen og J. B. Jacobsen (2014): Heterogeneity in the demand for recreational access: Distributional aspects. *Journal of Environmental Planning and Management*. 57: 1200-1219.
- CICES. 2015: www.cices.eu.

Convention on Biological Diversity (2010): COP 10 Decision X/2. Nagoya, Japan.

<http://www.cbd.int/sp/>

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. og van den Belt, M. (1997): The values of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.

Csuti, B., Polasky, S., Williams, P., Pressey, R., Camm, J., Kershaw, M., Kiester, A., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K. (1997): A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation*. 80: 83-97.

Dallimer, M., J. B. Jacobsen, T. H. Lundhede, K. Takkis, M. Giergiczny, B. J. Thorsen (2015): Patriotic values for public goods: transnational trade-offs for biodiversity and ecosystem services? *Bioscience*. 65: 33-42.

Dansk Skovforening (2003): Skovøkonomisk Tabelværk Ver. 1.0.1.

Det Økonomiske Råd (2000): Dansk Økonomi. Efterår 2000. Naturforvaltning og biologisk mangfoldighed. Det Økonomiske råd, Formandskabet.

De Økonomiske Råd (2012a): Biodiversitet. I: Økonomi og Miljø 2012: s. 141-286. De Økonomiske Råd. <http://www.dors.dk/sw9038.asp>

De Økonomiske Råd (2012b): Omkostning ved en indsats for biodiversitet. Baggrundsnotat til Økonomi og Miljø 2012.

http://www.dors.dk/files/media/rapporter/2012/m12/omkostning_ved_indsats_for_biodiversitet.pdf

De økonomiske Råd (2014): Værdi af rekreative områder. I Økonomi og Miljø 2014: s. 103-192. De Økonomiske Råd.

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. og Levin, G. (2011): Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Faglig rapport fra DMU nr. 815. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 s.

Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. og Rahbek, C. (2014): Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112 Aarhus Universitet. 96 s.

Energistyrelsen (2014): Energistatistik 2013. Energistyrelsen. 59 s.

EU-kommissionen (2011): Vores livsgaranti, vores naturkapital: EU's biodiversitetsstrategi frem til 2020 (eller glittet version: The EU Biodiversity Strategy to 2020. EU 2011).

Finansministeriet (2013): Ny og lavere samfundsøkonomisk diskonteringsrente. Fakta-ark. http://www.fm.dk/~media/files/nyheder/pressemeddelelser/2013/05/faktaark_ny-og-lavere-samfundsoekonomisk-diskonteringsrente.pdf

Fjeldså, J., og C. Rahbek (1997): Species richness and endemism in South American birds: implications for the design of networks of nature reserves. S. 466-482 i W. F. Laurance og R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities..* University of Chicago Press, Chicago.

- Fjeldså, J. og C. Rahbek (1998): Continent-wide conservation priorities and diversification processes. S. 139-160 i Mace, G. M., A. Balmford og J. R. Ginsberg (eds.). *Conservation in a changing world. Integrating processes into priorities for action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fankhauser, S., R. S. J. Tol, D.W. Pearce (1997): The Aggregation of Climate Change Damages: a Welfare Theoretic Approach. *Environmental and Resource Economics* 10: 249-266.
- Graudal, L., U. B. Nielsen, E. Schou, B. J. Thorsen, J. K. Hansen, N. S. Bentsen og V. K. Johannsen (2013): Muligheder for bæredygtig udvidelse af dansk produceret vedmasse 2010-2100. Perspektiver for skovenes bidrag til grøn omstilling mod en biobaseret økonomi, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning. 86 s.
- Gundersen, P., I. K. Schmidt, K. Hansen, L. B. Pedersen og L. Vesterdal (2003): Nitrat i vand under skove. I *Grundvand fra skove - muligheder og problemer*. Raulund-Rasmussen, K. og K. Hansen (eds.). Skovbrugsserien nr. 34, Skov & Landskab, Hørsholm, 2003. 122 s.
- Gylling, M., U. Jørgensen og N. S. Bentsen (2012): + 10 mio. tons planen – muligheder for en øget dansk produktion af bæredygtig biomasse til bioraffinaderier. Fødevarøkonomisk Institut. Københavns Universitet. 32 s.
- Hansen, B., A. M. Nielsen, C. H. Iversen og V. Søndergaard (2009): Vurdering af grundvandsmagasiners nitratsårbarhed. Geovejledning 5. De Nationale Geologiske Undersøgelser For Danmark og Grønland (GEUS).
- Hanski, I. (1999): *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski, I. og M. Gilpin (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*. 42: 3–16.
- Hasler, B., T. Lundhede og L. Martinsen (2007): Willingness to pay for drinking water quality obtained through agricultural measures. *Nordic Hydrology*. 38: 373-386.
- Heilmann-Clausen, J., H. H. Bruun, R. Ejrnæs, A. H. Petersen og C. Rahbek (2015): Fremgang for dødt ved i danske skove – faktum eller ønsketækning? *Skoven* 3, 2015.
- Heilmann-Clausen J., B. Nygaard, R. Ejrnæs, C. K. Damgaard, E. Nielsen og H. H. Bruun (2014): Hvad skal der til for at sikre en gunstig bevaringsstatus i Danmarks habitatskove? *Skoven* 3 2014.
- Hillkjær, T. (2003): Den danske naturskovstrategi – en kvantitativ vurdering med undersøgelse af indikatorforhold mellem udvalgte skovlevende dyre- og plantegrupper. Specialrapport. Zoologisk Museum. København
- Hunter, L. M. Jr. og A. Calhoun (1996): A triad approach to land-use allocation. S. 475-491 i Szaro, R. C. og D. W. Johnston (eds.) *Biodiversity in Managed Landscapes*. Oxford University Press, Oxford. UK.
- IPBES (2016) (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services): About IPBES. <http://www.ipbes.net/about-us> [Tilgået 24.02.2016]
- Jensen F. S. (2012): Friluftsliv i skovene 2008. Antal skovbesøg pr. år. Videnblade Planlægning og Friluftsliv, nr. 6.1-65. Forest & Landscape, Frederiksberg.
- Jepsen, K.J. og K. S. Sørensen (2001): Brug af algoritmer som redskab til evaluering og planlægning af naturbeskyttelse. Specialrapport, Skov og Landskab, KVL.

Jacobsen, J. B., J. H. Boiesen, B. J. Thorsen og N. Strange (2008): What's in a name? The use of quantitative measures versus 'Iconised' species when valuing biodiversity. *Environmental and Resource Economics*. 39: 247-263.

Jacobsen, J. B., T. Lundhede og B. J. Thorsen (2012): Valuation of wildlife populations above survival. *Biodiversity and Conservation*: 21: 543-563.

Jacobsen, J. B., T. H. Lundhede, L. Martinsen, B. Hasler, og B. J. Thorsen (2011): Testing for Embedding Effects in Choice Experiment Valuation of Environmental Preservation Projects. *Ecological Economics*. 70: 1170-1177.

Jensen, F. S. (2003): Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder. Skovbrugsserien nr. 32. Skov & Landskab. 102 s.

Johannsen, V. K., T. Nord-Larsen, T. R. Olsen, K. Suadicaní og B. B. Jørgensen (2013a): Skove og plantager 2012, Skov og Landskab, Frederiksberg 2013. 189 s.

Johannsen, V. K., T. M. Dippel, P. F. Møller, J. Heilmann-Clausen, R. Ejrnæs, J. B. Larsen, K. Raulund-Rasmussen, S. K. Rojas, B. B. Jørgensen, T. Riis-Nielsen, H. H. K. Bruun, P. F. Thomsen, A. Eskildsen, J. Fredshavn, E. D. Kjær, T. Nord-Larsen, O. H. Caspersen og G. K. Hansen (2013b): Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992 - 2012. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. 90 s.

Johannsen, V. K., K. Nielsen, B. Fritzboøger, E. Buchwald, H. Serup, P. F. Møller, I. K. Schmidt, S. K. Rojas, T. Nord-Larsen, J. B. Larsen, M. Christensen, B. B. Jørgensen, L. Vesterdal, F. Rune, A. Y. Halse, T. Riis-Nielsen og M. F. Arndal (2015): Opgørelsesmetoder og udvikling i dødt ved. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 200 s.

Keith, H., B. Mackey, S. Berry, D. Lindenmayer og Gibbons, P. (2010): Estimating carbon carrying capacity in natural forest ecosystems across heterogeneous landscapes: addressing sources of error. *Global Change Biology*. 16: 2971-2989.

Koch, N. E. (1980): Skovenes Friluftsfunktion i Danmark. Del II Anvendelsen af skovene regionalt betragtet. Det forstlige forsøgsvæsen.

Kragesteen H. (2015): Forskere: Naturstyrelsen manipulerer om urørt skov. Artikel i Altinget 9. december 2015. <http://www.alinget.dk/miljoe/artikel/forskere-naturstyrelsen-manipulerer-om-uroert-skov>

Larsen, F. W., A. H. Petersen, N. Strange, M. P. Lund og C. Rahbek (2008): A quantitative analysis of biodiversity and the recreational value of potential national parks in Denmark. *Environ. Manage.* 41: 685-695.

Larsen, F. W., J. Bladt og C. Rahbek (2009): Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions*. 15: 70-79.

Larsen, F. W., J. Bladt, A. Balmford og C. Rahbek (2012): Birds as biodiversity surrogates: will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *Journal of Applied Ecology*. 49: 349-356.

Lund, M. P. (2002): Performance of the species listed in the European community 'Habitats' directive as indicators of species richness in Denmark. *Environmental Science & Policy*. 22: 1-8.

- Lund, M. P. og C. Rahbek (2000): En kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med fokus på den biologiske mangfoldighed. Arbejdspapir 2000: 1. Det Økonomiske Råd, Sekretariatet.
- Lund, M. P. og C. Rahbek (2002): Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation*. 5: 163-171.
- Lundgren, T. (2005): Assessing the Investment Performance of Swedish Timberland: A Capital Asset Pricing Model Approach. *Land Economics*. 81: 353-362.
- Lundhede, T., B. Hasler og T. Bille (2013): Economic Valuation of Protection of Archaeological Artefacts in Great Aamose, Denmark. *International Journal of Cultural Policy*. DOI: 10.1080/10286632.2011.652624
- Lundhede, T. H., J. B. Jacobsen, N. Hanley, J. Fjeldså, N. Strange, C. Rahbek og B.J. Thorsen (2014): Public support for conserving bird species runs counter to climate change impacts on their distributions. *PLoS ONE* 9 (7).
- Lundhede, T. H., J. B. Jacobsen og B. J. Thorsen (2015): A hedonic analysis of the complex hunting experience. *Journal of Forest Economics*. 21: 51-66.
- Luyssaert, S., E.-D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais og J. Grace (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*. 455: 213-215.
- MAES (2013) (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services): An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper – Final, April 2013
- Margules, C. R., A. O. Nicholls og R. L. Pressey (1988): Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation*. 43: 63-76.
- Miljøstyrelsen (1995): Udpægning af områder med særlige drikkevandsinteresser. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 4 1995. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen (2000): Zonering. Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af Grundvandsressourcen. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2000. Miljø- og Energiministeriet.
- Millennium Ecosystem Assessment, MEA (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Miljøministeriet (2011): Biodiversitet – en folkesag. Debatoplæg om beskyttelse af biodiversiteten. Miljøministeriet. 69 s.
- Miljø- og Energiministeriet (1997): Udviklingen i den danske vandforsyningsstruktur. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 62.
- Moilanen, A., K. A. Wilson og H. P. Possingham (eds.) (2009): Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Moore, J. L., M. Folkmann, A. Balmford, T. Brooks, N. Burgess, C. Rahbek, P. H. Williams og J. Krarup (2003): Heuristic and optimal solutions for set-6 covering problems in conservation biology. *Ecography*. 26: 595-601.
- Natur- og Landbrugskommissionen (2013): Natur og Landbrug – en ny start. 122 s.

- Naturstyrelsen (2015): Bekendtgørelse af lov om skove. Lovbekendtgørelse nr 1577 af 08/12/2015.
- Nielsen, R. F. (2003): NOVANA-programmet 6 de danske ansvarsarter – Effektive indikator arter for Danmarks biologiske mangfoldighed? Specialrapport. Zoologisk Museum. København.
- Nielsen, A. B., S. B. Olsen og T. Lundhede (2007): An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and Urban Planning*. 80: 63-71.
- Nord-Larsen, T., H. Meilby, A. Lomholt & J.P. Skovsgaard (2009) Opstilling af lokalt tilpassede produktionsoversigter med Vidar. *Skoven*, Årg. 41, nr. 5S. 235-237, illustreret.
- Nord-Larsen T., V. K. Johannsen, T. Riis-Nielsen, I. M. Thomsen, K. Larsen og B. B. Jørgensen (2014): *Skove og plantager 2013*, Skov & Landskab, Frederiksberg. 66 s.
- Nord-Larsen T. V. K. Johannsen, T. Riis-Nielsen, I. M. Thomsen, E. Schou, K. Suadican og B. B. Jørgensen (2015): *Skove og plantager 2014*, Skov & Landskab, Frederiksberg. 85 s.
- Nygaard, B., H. H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, C. Damgaard, R. Ejrnæs og K. E. Nielsen (2013): Vurdering af bevaringsstatus for skov. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 18. december 2013. 24s.
http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Vurdering_af_bevaringsstatus_for_skov_november2013.pdf
- Müller, J. og R. Büttler (2010): A review of habitat thresholds for deadwood: a baseline for management recommendations in European forests. *European journal of forest Research*.
- Nave, L. E., E. D. Vance, C. W. Swanston og P. S. Curtis (2010): Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*. 259: 857-866.
- Petersen, A. H., F. W. Larsen, C. Rahbek, N. Strange og M. P. Lund (2005): Naturværdier i Danske Nationalparker. En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i potentielle danske nationalparker. Center for Makroøkologi. Københavns Universitet. 107 s.
- Petersen, A. H., N. Strange, S. Anthon, T. B. Bjørner og C. Rahbek (2012): Bevarelse af biodiversiteten i Danmark. En analyse af indsats og omkostninger. Arbejdsrapport 2:2012, De Økonomiske Råd. København. 102 s.
- Petersen, A. H., N. Strange, S. Anthon, T. B. Bjørner og C. Rahbek (2016): Conserving what, where and how? Cost-efficient measures to conserve biodiversity in Denmark. *Journal for Nature Conservation*. 29: 33-44.
- Regeringen (2004): Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009. Miljøministeriet.
- Regeringen (2014): Naturplan Danmark. Vores fælles natur. Miljøministeriet. Naturstyrelsen. 64 s.
- Reyers, B., A. S. van Jaarsveld og M. Krüger (2000): Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proc. R. Soc. Lond. B*. 267: 505-513.
- Schumacher, J. (2014): Assessing forest resources in Denmark using wall-to-wall remote sensing data. Ph.D.-afhandling. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (IGN). Københavns Universitet. 208 s.

Schumacher, J., T. Nord-Larsen, O. H. Caspersen, P. Nyed-Karlsson og V. K. Johannsen (2014): Forest structure and diversity mapping – Denmark. Note fra

Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (IGN). Københavns Universitet. 66 s.

Seymour, R. S. og M. L. Hunter, Jr. (1992): New Forestry in Eastern Spruce-Fir Forests: Principles and Applications to Maine. Maine Agriculture Experiment Station. Miscellaneous Publications 716. 36 s.

Skov- og Naturstyrelsen (1992): Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper. Miljøministeriet. 13 s.

Skov- og Naturstyrelsen (2002): Danmarks Nationale Skovprogram. Miljøministeriet.

Skov- og Naturstyrelsen (2005): Handlingsplan for naturnær skovdrift. Miljøministeriet. 60 s.

Skovsgaard, J.P. & T. Nord-Larsen (2012). Biomass, basic density and biomass expansion factor functions for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in Denmark. European Journal of Forest Research. Volume 131, Issue 4, pp 1035-1053

Skovsgaard, J.P., Bald, C. and Nord-Larsen, T. (2011) :Functions for biomass and basic density of stem, crown and root system of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Denmark, Scandinavian Journal of Forest Research, 26: S11, 3-20.

Strange, N., C. Rahbek, J. K. Jepsen, M. P. Lund (2006): Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus regional reserve selection in Denmark. Biological Conservation. 128: 455-466.

Søndergaard, N. (2009): Natur og Vildpleje. Landbrugsforlaget. 543 s.

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. P. Kunmar (red.). Earthscan, London og Washington.

Termansen, M., C. J. McClean, F. S. Jensen (2013): Modelling and mapping spatial heterogeneity in forest recreation services. Ecological Economics. 92: 48-57.

Termansen, M., G. Levin, B. Hasler, J. Jacobsen, T. Lundhede og B. J. Thorsen (2015): Status for kortlægning af økosystemer, økosystemtjenester og deres værdier i Danmark. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 147. Aarhus Universitet. 128 s. <http://dce2.au.dk/pub/SR147.pdf>

Thomas S.C. and A. R. Martin (2012): Carbon Content of Tree Tissues: A Synthesis. Forests 3: 332-352

Thorsen, B. J. (2010): Risk, returns and possible speculative bubbles in the price of Danish forest land? S. 100-111 I Helles, F. and P.S. Nielsen (eds.), 2010: Proceedings of the Biennial meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics, 19-22. May, 2010, Gilleleje, Denmark.

Thorsen, B.J. og N. Strange (2003): Økonomisk vurdering af en konvertering til naturnær skovdrift. Danmarks Skovbrugs Tidsskrift. 3-4/03.

Vesterdal, L., I. Callesen, I. og Stupak, P. Georgiadis, (upub.)

Vesterdal, L. og K. Raulund-Rasmussen (1998): Forest floor chemistry under seven tree species along a soil fertility gradient. Canadian Journal of Forest Resources. 28: 1636-1647.

Vesterdal, L., I. K. Schmidt, I. Callesen, L. O. Nilsson og P. Gundersen (2008): Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*. 255: 35–48

UK National Ecosystem Assessment (2011): The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UNEP-WCMC, Cambridge.

Williams, P. H. (1998): Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. S. 211-249 i Mace, G. M., A. Balmford og J. R. Ginsberg (Eds.): *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press.

Williams, P. H. (1999): *WORLDMAP 4 WINDOWS: Software and help document 4.1*. London: distributed privately and from

<http://www.nhm.ac.uk/research-curation/research/projects/worldmap/>

Williams, P. H., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries og R. Pressey (1996): A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementarity areas for conserving diversity using British birds. *Conservation Biology*. 10: 155-174

Williams P. H., N. Burgess og C. Rahbek 2000a): Assessing large 'flagship species' for representing the diversity of sub-Saharan mammals. S. 85-99 i Entwistle A. og N. Dunstone (eds.) *Has the Panda had its Day? Future Priorities for the Conservation of Mammalian Biodiversity*. Cambridge University Press.

Williams, P. H., N. Burgess, og C. Rahbek (2000b): Flagship species, ecological complementarity, and conserving the diversity of mammals and birds in Sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*. 3: 249-260.

Wind, P. og S. Pihl (red.) (2004): *Den danske rødliste*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (opdateret juli 2011). <http://redlist.dmu.dk>

Zhou, G., S. Liu, Z. Li, D. Zhang, X. Tang, C. Zhou, J. Yan, J. og Mo (2006): Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*. 314: 1417.

Aage V. Jensens Naturfond (2015): Tilgængelig fra: <http://www.avjf.dk/avjnf/naturomrader/filso/> [Tilgået 20-01-2016]

Aage V. Jensens Naturfond (2016): Status 2015 <http://www.avjf.dk/avjnf/files/2012/12/Naturfonden-Status-2015.pdf> [Tilgået 13-02-2016]

Aakerlund, N. F. (2000): *Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika.*, SØM publikation nr. 36. AKF Forlaget.

Bilag A Data for biodiversitet.

1. Datagrundlag for udbredelsen af arter

I nedenstående tabel er en oversigt over atlasundersøgelser og lignende undersøgelser af arternes udbredelse i Danmark, som udgør den datamæssige baggrund for analyserne i nærværende undersøgelse. Som beskrevet i kapitel 4 indgår ikke alle disse arter i analyserne, men kun en række skovlevende arter, udvalgt efter nærmere beskrevne kriterier. Hvor opdatering af original-data er nævnt i tabellen er hovedfokus lagt på sjældne arter.

Artsgruppe	Beskrivelse	Originale kilder
Guldsmede 47 arter	Faunistisk gennemgang med oplysninger frem til 1998. Overordnede udbredelseskort konverteret til kvadratnet-data. Sjældne arter dog indlagt efter kendte lokaliteter (2005) efter national liste over fund frem til og med 2004, rødlisten, samt oplysninger fra Jan Fisher Rasmussen. Opdateret august 2011 efter oplysninger fra Lars Iversen	Nielsen 1998 Holmen 2004
Græshopper 27 arter	Faunistisk gennemgang med oplysninger frem til 1999. Overordnede udbredelseskort konverteret til kvadratnet-data. Sjældne arter dog indlagt efter kendte lokaliteter (2005) efter oplysninger i rødlisten og fra Ole Fogh Nielsen. Opdateret i 2011 efter oplysninger fra Lars Iversen	Nielsen 2000
Bredtæger, randtæger og ildtæger 63 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1990-2000 anvendt. Data indsamlet med tilstræbt dækning af Danmark i 20×20km UTM-kvadrater, men alle fund registreret i forhold til 10×10km felter og anvendt på den måde i nærværende undersøgelser. Opdateret august 2011 efter oplysninger fra Søren Tolsgaard.	Tolsgård 2001
Smældere 23 arter	Faunistisk gennemgang af arter tilknyttet gammel skov. Fund 1950-1997 anvendt (flest fund 1970-1997). Opdateret i 2011 efter oplysninger fra Ole Martin	Martin 1989 Martin & Munch 1998
Træbukke 18 arter	Eksisterende viden sammenstillet af Ole Mehl (2014). Oplysninger fra bl.a. egne fund, Entomologiske Meddelelser og Fugle og Natur. Kun rødlistede arter (CR, EN, VU, NT) og enkelte andre sjældne arter	Ole Mehl Entomologiske meddelelser Fugle og Natur
Svirrefluer 250 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1960-1993 anvendt. Opdateret af Rune Bygebjerg (2013/14), efter oplysninger fra bl.a. egne fund, Entomologiske Meddelelser, Fugle og Natur og Museumsamlinger. Også taxonomi revideret. Enkelte arter med særlig usikker udbredelse taget ud.	Torp 1994
Fortsættes.		

Fortsat

Artsgruppe	Beskrivelse	Originale kilder
Svirrefluer 250 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1960-1993 anvendt. Opdateret af Rune Bygebjerg (2013/14), efter oplysninger fra bl.a. egne fund, Entomologiske Meddelelser, Fugle og Natur og Museumsamlinger. Også taxonomi revideret. Enkelte arter med særlig usikker udbredelse taget ud.	Torp 1994
Dagsommerfugle 59 arter	Atlasundersøgelse 1990-1993. Opdateret 2005 og 2011 efter oplysninger fra Per Stadel Nielsen. Opdateret i 2014 efter oplysninger sammenstillet af Flemming Helsing	Stolze 1994
Natsommerfugle 148 arter	Atlasundersøgelse, sværmere og spindere. Fund 1950-1980 anvendt. Udbredelser opdateret 2005 og 2011 efter oplysninger fra Per Stadel Nielsen (en del arter taget ud pga. for usikre data). Få arter opdateret i 2014 efter oplysninger sammenstillet af Flemming Helsing til <i>Biodiversitetskort for Danmark</i>	Kaaber 1982
Padder og krybdyr 19 arter	Atlasundersøgelse 1976-86. Opdateret 2011 efter oplysninger fra Kåre Fog.	Fog 1993
Fugle 182 arter	Atlasundersøgelse 1993 -1996. Opdateret august 2011 efter oplysninger fra bl.a. Dansk Ornitologisk Forening	Grell 1998
Pattedyr 46 arter	Atlasundersøgelse. Observationer 1975-2005 anvendt (flest obs. 2000-2003). Opdateret august 2011 efter oplysninger fra bl.a. Hans Baagøe	Baagøe & Jensen 2007
Karplanter 338 arter	Sammenstilling af data fra to kilder: Atlasdata 1991-2012 Alle rødlistede arter: CR, EN, VU, NT + udvalgte ikke-truede skovarter Suppleret med oplysninger fra Peter Wind (bl.a. fra DCE's naturovervågning)	Atlas Flora Danica Data stillet til rådighed af Dansk Botanisk Forening
Basidiesvampe 503 arter	Atlasundersøgelse. Fund 1990-2012 anvendt (flest fund 2005-2012) Udvalgte slægter, med relativt sikre udbredelsesdata.	Danmarks Svampe-atlas Udtræk fra database 2012

Referencer findes herunder.

Referencer jf. ovenstående tabel.

- Baagøe, H.J. & Jensen T. S. (red.) (2007). Dansk Pattedyratlas. Gyldendal 392 s.
- Carl, H. & Møller, P.R. (red.) (2012). Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum. 700 s.
- Fog, K. (1993). Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. Skov- og Naturstyrelsen.
- Grell, M. (1998). Fuglenes Danmark. Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening.
- Holmen, M. (1981) status over Danmarks Haliplidae (Coleoptera) med bemærkninger om zoogeografi og autøkologi. Entomologiske Meddelelser, bund 49: 1-14.
- Holmen, M., (2004). Fund af rødlistede guldsmede og vandnymfer i Danmark. - Upubliceret. En tidligere version er dog tilgængelig fra Nordic Odonatological Societys hjemmeside.
- Kaaber, S. (1982). De danske sværmere og spindere Geografisk udbredelse og fluktuationer 1850-1980. Dansk Faunistisk Bibliotek, bind 3, Scandinavian Science Press.
- Martin, O. (1989). Smældere fra gammel løvskov i Danmark, Entomologiske Meddelelser, bind 57, hefte 1-2: 1-110.
- Martin, O. & Munch, S. (1998 upubliceret). Trælevende smældere i Danmark – Status 1998. Zoologisk Museum.
- Nielsen, O.F. (1998). De danske guldsmede. Danmarks Dyreliv, bind 8. Apollo Books, Stenstrup.
- Nielsen, O.F. (2000). De danske græshopper. Danmarks Dyreliv, bind 9. Apollo Books, Stenstrup.
- Stolze, M. (1994). An annotated Atlas of the Danish Butterflies. Ph.D.-afhandling. Zoologisk Museum.
- Tolsgaard, S. (2001). Status over danske bredtæger, randtæger og ildtæger (Heteroptera: Pentatomoi-dea, Coreoidea og Pyrrhocoridae). Entomologiske Meddelelser, 69: 3-46.
- Torp, E. (1994). Danmarks svirrefluer (Diptera: Syrphidae). Danmarks Dyreliv, bind 6, Apollo books, Stenstrup.

2. Udvalgelse af data for svampe

Data for udbredelsen af svampe er stillet til rådighed af Danmarks Svampeatlas. Som beskrevet i Kapitel 4 i hovedrapporten medtages i analyserne kun arter, hvor data vurderes at give et tæt på retvisende billede af udbredelsen i Danmark. Det er kun tilfældet for et mindretal af de danske svampearter. I det følgende beskrives kriterierne for udvælgelsen af svampedata.

Udvælgelsen skete alene blandt Danmarks omkring 2700 frugtlegemdannende basidiesvampe, for hvilke det taksonomiske kendskab og kendskabet til udbredelserne er langt bedst. Udvalgelsen skete på slægtsniveau, for at følge det grundlæggende princip om så vidt muligt kun at bruge data for hele taksonomiske grupper eller hovedparten af disse.

Først blev 110 slægter (med i alt 837 arter) udvalgt ud fra en overordnet vurdering af kendskabet til arternes udbredelse, og med hovedvægten på skovlevende svampe. Herefter blev

153 af disse arter, på tværs af slægter, sorteret fra som værende for usikre ud fra en umiddelbar vurdering af kendskabet til deres udbredelse. I den videre procedure blev alene medtaget slægter hvor højst 20 % af arterne var sorteret fra som usikre.

Med henblik på den videre udvælgelse af arter med det bedst mulige kendskab til den nationale udbredelse blev der opstillet en række kriterier på slægtsniveau. Kriterierne tog udgangspunkt i fem faktorer, som påvirker sandsynligheden for, at en art bliver registreret i felten. De fem kriterier er opgivet i tabellen herunder. Hvert kriterie blev herefter, på slægtsniveau, vurderet efter en skala fra 1 til 4, hvor 4 svarer til størst sandsynlighed for, at en art bliver registreret, og 1 svarer til mindst sandsynlighed.

Kriterie	Score
Fruktificeringsperiode	1: dage; 2: uger; 3: måneder; 4: år
Størrelse frugtlegermer	1: 0-4 cm; 2: 5-9 cm; 3: 10-19 cm; 4 > 20 cm
Farver/former frugtlegermer	1: svære at finde, 2: standard, 3: flotte; 4: Spektakulære
Opmærksomhedsniveau i DK	1: lavt, 2: middel, 3: høj, 4: meget højt
Feltbestemmelse – nemhed*	1: over halvdelen af arterne kræver mikroskop/ekspert 2: ca. 1/4 - 1/2 af arterne kræver mikroskop/ekspert 3: få arter kræver mikroskop/ekspert 4: ingen arter kræver mikroskop/ekspert

*) kriteriet går på, andelen af arterne i hver slægt, hvor artsbestemmelsen kræver mikroskopi og/eller ekspertkendskab.

For hver slægt blev gennemsnitsscoren for de fem kriterier beregnet, og lagt til grund for udvælgelse af arter til analyserne. I praksis varierede gennemsnitsscoren for de enkelte slægter fra 1,6 til 3,6 (hvor 3,6 er de sikreste mht. udbredelse og 1,6 er de usikreste). Når denne score overføres til de enkelte arter er der relativt få arter med score over 3 eller under 2,6. De fleste arter er ret jævnt fordelt med mellem 2,6 og 3. Ud fra denne fordeling blev alle arterne med en "slægtsscore" på 2,6 og derover medtaget i analyserne.

Til sammen opfyldt 473 skovlevende svampearter de beskrevne kriterier. Heraf var 441 obligate skovarter og 32 ikke-obligate skovarter. Af de sidstnævnte tre arter truede, hvorfor i alt 444 svampearter indgik i analyserne, jf. Tabel 4 i hovedrapporten og kriterierne beskrevet i Kapitel 4. De 473 arter som opfyldt kriterierne udgjorde til sammen 90 % af arterne i de udvalgte slægter, svarende til at 10 % af arterne disse slægter var sorteret fra som usikre mht. udbredelsen i Danmark.

Alle faglige vurderinger for de enkelte slægter og arter i forbindelse med udvælgelsen af data blev foretaget af Jacob Heilmann-Clausen.

3. Fordeling af arter på levesteder i relation til skov.

Som beskrevet i Kapitel 4 er der til nærværende undersøgelse udvalgt 1206 skovlevende arter ud fra et bagvedlæggende datasæt med 1817 arter. Skovlevende arter defineres i denne sammenhæng som arter, der almindeligvis eller ofte findes i træbevoksede arealer eller andre træ-

og skovtilknyttede habitater, herunder dødt ved, skovlysninger, skovenge og -moser og skovbryn. Vi skelner desuden imellem obligate og ikke-obligate skovarter. Obligate skovarter er arter, der kun eller altovervejende findes i ovennævnte levesteder (habitater). Endelig har vi opgjort hvilke arter, der alene eller altovervejende findes i nåleskov. Opdelingen af arter på levesteder tager udgangspunkt i ekspertbaserede levestedsangivelser i den danske rødliste (Wind og Pihl 2004) og i en tidligere analyse baseret på dele af samme datasæt (Petersen m.fl. 2012). Opdelingen er derefter for flere artsgruppers vedkommende justeret på basis af yderligere ekspertvurderinger specifikt med henblik på dette projekt. Det gælder fugle (vurderet af Jacob Heilmann-Clausen), svirrefluer (Rune Bygebjerg), karplanter (Hans Henrik Bruun) og svampe (Jacob Heilmann-Clausen).

Herunder er kort beskrevet kriterierne for den indledende klassificering af skovarter ud fra angivelserne af levested i Rødlisten:

Arter med følgende angivelser henføres til skov:

Egentlige skovbevoksede kategorier: S, Sd, Sg, Sk, Sl, Sn, So og Su.

Overgangshabitater tilknyttet skov: Sb (skovbryn og skovlysning), Se (skoveng) og Ss (sumpskov og skovmose)

Os (gammelt løvkrat på overdrev og kystskrænt).

Disse arter karakteriseres som obligate skovarter, hvis der *alene* er angivet nogle de nævnte kategorier, *eller* hvis der ud over disse *alene* er angivet en eller flere af følgende kategorier:

Aa (alléer og fritstående træer)

Op (parklandskab)

Substratkategorier: R, Rb, Rd, Re, Rl, Rt, Rv, P, Pc, Pg, Pk

Ferskvandskategorier: Sv, V, Ve, Vk, Vm, Vo, Vr, Vs, Vv,

Arterne "nedgraderes" til ikke-obligate skovarter, hvis der ud over de nævnte skovkategorier er angivet en eller flere af følgende kategorier:

Klit: D, Di, Dk, Dl

Ferskeng: E, Ee, Ek, Em, Eo

Hede: H

Kyst: K, Ke, Ki, Kk, Ko, Ks, Kt

Mose: M, Me, Mh, Mm, Mo

Overdrev: O, Ok, Oo

Agerland: A, Ad, Ag, As

By: B

Havet: T, Tb, Tk, Tl, Tv (ikke relevant for nogle arter)

En oversigt over levestedskategorierne er gengivet på de efterfølgende sider.

Standardliste for arternes danske levesteder (naturtyper)

Levestedskategorier anvendt i den danske rødliste (Wind og Pihl 2004). Denne version modtaget fra Peter Wind, DCE, september 2012

Kode	Levestedskategori
A	Agerland
Aa	allé og fritstående træer
Ad	dyrket jord
Ag	dige, gærde, levende hegn, vejkant m.v.
As	agerland med småbiotoper
B	By (omfattende bebyggelse, have, ruderat, jernbaneterræn, råstofgrave m.v.)
D	Klit
Di	indlandsklit
Dk	kystklit
DI	klitlavning
E	Ferskeng
Ee	naturligt næringsrig eng
Ek	kalkeng
Em	naturligt middel næringsrig eng
Eo	naturligt næringsfattig eng
H	Hede
K	Kyst
Ke	strandeng og -sump
Ki	småøer fx holme af sand med lidt vegetation, klippeø, klippeskær
Kk	klippebjerg
Ko	strandoverdrev og -vold
Ks	sten- og sandstrand
Kt	kystklint
M	Mose
Me	naturligt næringsrig mose
Mh	højmoser (aktiv)
Mm	naturligt middel næringsrig mose
Mo	naturligt næringsfattig mose inkl. hængesæk
O	Overdrev (inkl. skrænt)
Ok	kratbevokset overdrev
Oo	åbent overdrev
Op	parklandskab
Os	gammelt løvkrat på overdrev og kystskrænt
P	Klippe og sten i indlandet
Pc	kalksten
Pg	granitsten
Pk	klippe
R	substratafhængigt levested (dvs. arten er direkte afhængig af substratet)
Rb	brandplet
Rd	døde grene og kviste
Re	ekskrement
RI	ådsel
Rt	træruin og veterantræ
Rv	vindfælde og faldne stammer

Fortsættes

S	Skov
Sb	skovbryn og skovlysning
Sd	på muldbund
Se	skoveng
Sg	gammel skov (både løv- og nåleskov)
Sk	på kalk- og lerbund
Sl	løvskov
Sn	nåleskov
So	på morbund
Ss	sumpskov og skovmose
Su	urørt skov (både løv- og nåleskov)
Sv	skovsø
T	Havet (saltvand)
Tb	ålegræsbælte
Tk	åbent hav (over kontinentalsoklen)
Tl	lagune/estuarium
Tv	vade
V	Ferskt vådområde (inkl. bredzonen ved ferskvand)
Ve	naturligt næringsrig sø
Vk	kilde og væld
Vm	naturligt middel næringsrig sø
Vo	naturligt næringsfattig sø
Vr	rørskov
Vs	vandhul (også temporært)
Vv	vandløb

Bilag B Beregning af arealfordeling mellem løv- og nåleskov

Som beskrevet i hovedrapportens afsnit 4.2 opgøres skovarealet i hvert af de 633 kvadrater ud fra et digitalt skovkort fra GEO-Danmark baseret på FOT-systemet. Arealet af hhv. løv- og nåleskov i hvert kvadrat blev efterfølgende estimeret på basis af en skovstatistik fra Danmarks Statistik fra år 2000 (*Skov 1* baseret på oplysninger fra statens skovdistrikter og private skovejere) og dernæst korrigeret i forhold til tal fra Danmarks Skovstatistik fra NFI for perioden 2008-2012 (baseret på stikprøver i felten) (Johansen 2013).

Datasættet fra 2000 (*Skov 1*) angiver arealerne med løv og nål i hver af de 271 gamle kommuner fra før 2007. Det samlede skovareal i hvert kvadrat (fra FOT) blev opsplittet på løv- og nåleskov ud fra forholdet imellem løv og nål i de kommuner, der indgår i kvadratet. Det skete arealvægtet i forhold til de relevante kommuners skovareal i samme kvadrat. Disse estimater benævnes i det følgende FOT+Stat1.

Ovenstående estimater, FOT+Stat1, blev herefter korrigeret i forhold til fordelingen imellem løv- og nåletræarter i NFI-målingerne opgjort for de enkelte kvadrater (disse data stillet til rådighed af Vivian Johannsen). Korrektionsfaktorer blev beregnet for aggregerede data for 10 forskellige vækstregioner i Danmark (Figur A herunder). Den nærmere beregningsprocedure var følgende:

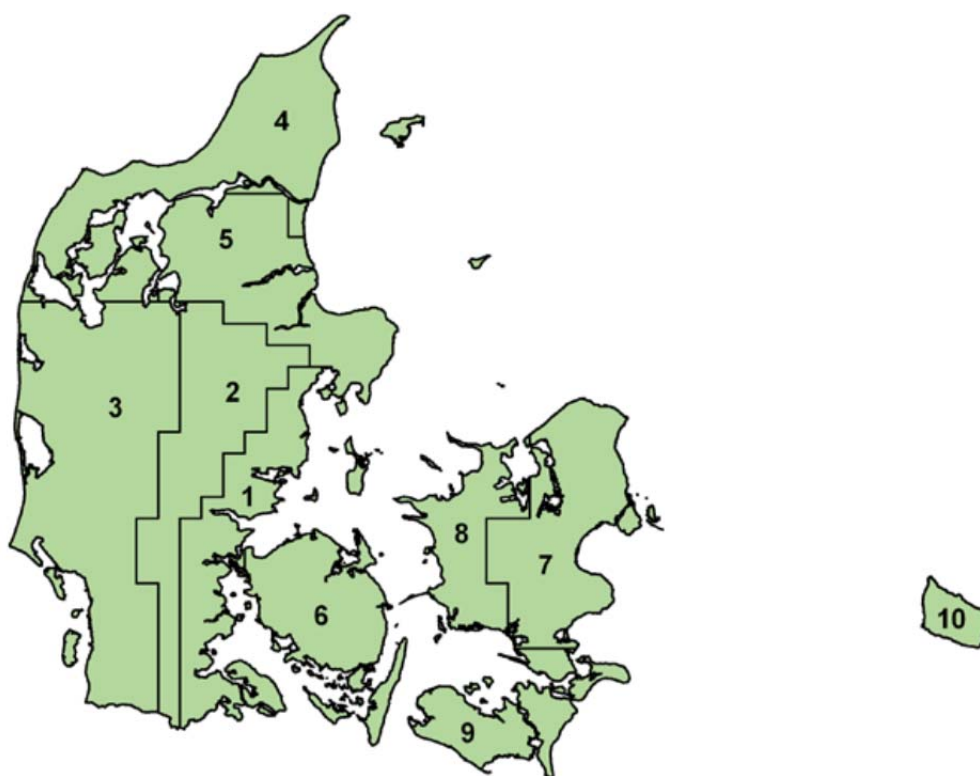
- Kvadrater med under 100 ha skov i FOT-kortet udelades af beregningerne af korrektionsfaktorer (men de korrigeres i det endelige datasæt).
- Kvadrater med løv-andel (%) på 0 eller 100 i NFI-data udelades, hvis der er særlig få NFI-målepunkter i disse, dvs. færre end 3-5 stykker, bedømt visuelt på et kort. Det er som regel tilfældet. De udelades fordi værdier i så fald er behæftet med særlig stor usikkerhed.
- Forskellen på NFI og FOT+Stat1 varierer meget hen over landet og er generelt betydeligt større i det nordlige og vestlige Jylland sammenlignet med resten af landet. Derfor beregnes korrektionen separat for de 10 vækstregioner (Figur A).
- For vækstregionerne 3, 4 og 5 falder forskellen i løv-andel imellem NFI og FOT+Stat1 tydeligt med stigende skovareal i kvadraterne, om end med stor spredning. For at tage højde for dette beregnes for disse regioner forskellige korrektionsfaktorer for kvadrater med skovarealer på hhv. 100-1000 ha, 1000-2000 ha og >2000 ha. For hver af de resterende vækstregioner beregnes én korrektionsfaktor for alle kvadrater. Der beregnes således 16 korrektionsfaktorer i alt (Tabel A)
- For hver af de 16 grupper af kvadrater (jf. ovenstående opdeling) beregnes først den gennemsnitlige løv-andel ud fra hhv. FOT+Stat1 og NFI'en (Tabel A). Det gøres arealvægtet på basis af skovarealet i FOT-kortet og løv-andelene i de enkelte kvadrater. For hver gruppe beregnes korrektionsfaktoren dernæst som forholdet imellem de to gennemsnitlige løv-andele (Tabel A)

- Til sidst korrigeres løv-andelen (og dermed løv-arealet) for hvert kvadrat med den relevante korrektionsfaktor. Det gøres således, at der ved løv-andele (FOT+stat) under 40 % benyttes den fulde korrektionsfaktor. Ved højere værdier reduceres faktoren lineært med løv-andelen således, at der ved en værdi på 100 % ikke korrigeres. Dette gøres for at afspejle, at forskellen imellem NFI og FOT+Stat1 generelt falder ved høje løv-andele og for at undgå, at den korrigerede Løvandel overstiger 100 %.

Ved ovenstående beregninger estimeres arealet af løvskov i de enkelte kvadrater. I Rapportens arealberegninger henregnes resten af skovarealet til nåleskov.

Tabel A. Oversigt over beregning af korrektionsfaktorer ved beregning af andelen af løvskov i de 633 kvadrater som benyttes i arealanalyserne. Se i øvrigt tekst.

Vækstregion (jf. Figur A)	Skovareal pr. kvadrat	Skovareal i FOT-kort (ha)	Løv-andel fra FOT+Stat1 (%)	Løv-andel fra NFI (%)	Korrektionsfaktor fra FOT+Stat1 til anvendt estimat
4	<1000 ha	21.070	27,3	44,0	1,61
4	1000-2000 ha	25.443	22,3	37,5	1,68
4	>2000 ha	11.489	16,0	18,1	1,13
5	<1000 ha	19.522	28,9	60,0	2,08
5	1000-2000 ha	26.766	27,7	41,2	1,49
5	>2000 ha	29.449	25,5	30,2	1,19
3	<1000 ha	30.683	17,9	36,7	2,05
3	1000-2000 ha	48.384	15,4	28,6	1,86
3	>2000 ha	45.566	13,3	18,4	1,38
2	Alle kvadrater	92.394	26,3	38,7	1,48
1	Alle kvadrater	46.654	62,0	75,3	1,21
6	Alle kvadrater	38.578	58,8	68,3	1,16
8	Alle kvadrater	24.809	59,4	69,1	1,16
7	Alle kvadrater	67.516	63,2	70,9	1,12
9	Alle kvadrater	25.799	73,8	82,4	1,12
10	Alle kvadrater	13.059	45,1	60,6	1,34



Figur A. Inddelingen af Danmark i vækstregioner (fra Johannsen 2013 baseret på Jacobsen 1976).

Litteratur

Jacobsen, N.K. 1976: Natural-geographical regions of Denmark. *Geografisk Tidsskrift* 75:1-7.

Johannsen, V. K., T. Nord-Larsen, T. R. Olsen, K. Suadicaní og B. B. Jørgensen (2013a): *Skove og plantager 2012, Skov og Landskab*, Frederiksberg 2013. 189 s.